Deltares

Achtergronddocument bij de Handreiking beoordelen waterbodems

Leonard Osté

1204085-001

© Deltares, 2011

Deltares

Titel
Achtergronddocument bij de Handreiking beoordelen waterbodems

Opdrachtgever	Project	Kenmerk	Pagina's
Rijkswaterstaat Waterdienst	1204085-001	1204085-001-BGS-0017	84

Trefwoorden
Handreiking beoordelen waterbodems, risicobeoordeling, waterbodems, KRW

Samenvatting
Dit rapport is een technisch-inhoudelijk achtergronddocument bij de Handreiking beoordelen waterbodems (Hbw). Naast technisch-inhoudelijke achtergrondinformatie in het eerste deel, wordt in het tweede deel een beschrijving gegeven van de beschikbare specialistische methoden in de vorm van *fact sheets.* De achtergrondinformatie gaat vooral over de omrekening van totaalgehalten naar concentraties in poriewater. Er wordt gemotiveerd waarom in de Hbw is gekozen voor evenwichtspartitie. Verder wordt een toelichting gegeven op de processen die de interactie tussen oppervlaktewater en sediment bepalen (kwel, dispersie/diffusie, opwerveling en sedimentatie). Er zijn aparte paragrafen gewijd aan nutriënten en aan de relatie tussen waterbodemkwaliteit en macrofauna, mensen en natuurdoelen. In het tweede deel zijn de specialistische methoden ingedeeld in de categorieën: bepaling van de poriewaterconcentratie, bepaling van de flux van opgeloste stoffen van sediment naar oppervlaktewater, bepaling van beschikbare fracties, bepaling van erosie en zwevend-stofconcentraties, bepaling van de verspreiding van verontreinigingen uit een verontreinigde waterbodem naar het grondwater en methoden om eco(toxico)logische effecten vast te stellen.

Referenties
Oste, L.A. (2011). Achtergronddocument bij de Handreiking beoordelen waterbodems. Rapport Deltares, Delft.

Versie	Datum	Auteur	Paraaf	Review	Paraaf	Goedkeuring	Paraaf
Def.	nov. 2011	Leonard Osté		Dick Bakker		Hilde Passier	

Status
definitief

Inhoud

Deel A Achtergrondinformatie bij de Handreiking beoordelen waterbodems 1

1 Inleiding 1
1.1 Aanleiding 1
1.2 De nieuwe aanpak van waterbodembeoordeling 1
1.3 Leeswijzer 2

2 In de Hbw niet meegenomen functies en doelen 3
2.1 Doelen voor grondwater 3
2.2 Biologische maatlatten voor vis en macrofyten 4
2.3 Niet-relevante gebruiksfuncties 5
2.4 Substraattype 5
2.5 Zuurstofverbruik 6

3 Achtergronden bij de beoordelingsmethoden in natte waterbodem (Hbw H3 en H4) 7
3.1 Evenwichtspartitie 7
3.1.1 Keuze voor evenwichtspartitie 7
3.1.2 Keuze van de partitiecoëfficiënten 8
3.1.3 Het meten van beschikbaarheid 10
3.2 Van poriewater naar flux (transport van opgeloste stoffen) 10
3.2.1 Concentratiegradiënten, transport en blootstelling in het water-sediment grensvlak 10
3.2.2 Diffusie/dispersie 12
3.2.3 Kwel 14
3.3 Opwerveling en sedimentatie van zwevende stof 16
3.3.1 Inleiding 16
3.3.2 Opwerveling en sedimentatie door fysische factoren 16
3.3.3 Opwerveling door vis 18
3.3.4 Interactie opwerveling en opgeloste concentraties 19
3.4 Nutriënten 19
3.4.1 Omslag van het systeem: externe belasting, interne belasting & kritische belasting 19
3.4.2 Zoute/brakke of stromende wateren 21
3.4.3 Diepe plassen 21
3.4.4 Criteria voor eutrofiëring 21
3.5 Effecten van de waterbodem op de KRW-maatlat macrofauna 22
3.6 Normen ter bescherming van de mens 28
3.7 Natuurdoelen 31

4 Referenties 33

Deel B: Fact sheets specialistische methoden. 39

1 Fact sheets Methoden voor de bepaling van stofconcentraties in poriewater (P-nummers) 43

2 Methoden voor de bepaling van de Flux van opgeloste stoffen van sediment naar oppervlaktewater (F-nummers) 57

3 *Fact sheet*s Extractietechnieken voor het bepalen van beschikbare fracties (E-nummers) 66

4 *Fact sheets* Bepaling van erosie, resuspensie en zwevende stof (S-nummers) 72

5 *Fact sheets* Methoden voor de bepaling van het effect van een verontreinigde waterbodem op het grondwater (G-nummers) 77

6 *Fact* sheets Methoden voor het bepalen van het effect van een verontreinigde waterbodem op biologie: accumulatie, directe effecten (macrofauna), humaan (B-nummers). 79

Deel A Achtergrondinformatie bij de Handreiking beoordelen waterbodems

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Eind 2010 is de Handreiking beoordelen waterbodems (Hbw) vastgesteld (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2010). De beoordeling van de waterbodemkwaliteit wordt niet meer geregeld vanuit het bodembeheer, maar vanuit het waterbeheer. De Hbw is bedoeld als leidraad voor de waterbeheerder (en adviseur), waarin vooral instructie en advies wordt gegeven over de aanpak. Voor de onderbouwing is in de Hbw reeds verwezen naar voorliggend technisch-inhoudelijk achtergronddocument bij de handreiking, namelijk: Osté *et al.*, in voorbereiding.

Het doel van dit document is tweeledig:

1. het geven van technisch-inhoudelijke achtergrondinformatie bij de Hbw
2. het kort beschrijven van beschikbare specialistische methoden in de vorm van *fact sheet*s

Het document dient gelezen te worden als onderbouwing van de Hbw en is niet altijd eenvoudig zelfstandig leesbaar. Er is namelijk gestreefd naar zo min mogelijk overlap.

Het totale pakket aan documenten en instrumenten voor de waterbodembeoordeling bevat:

- de Handreiking beoordelen waterbodems (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2010);
- dit achtergronddocument met technisch inhoudelijke informatie en beschrijving van specialistische methoden;
- SEDIAS (SEDImentASsistent), een Excelbestand waarmee berekeningen voor de verschillende onderdelen van de Hbw kunnen worden uitgevoerd;
- de handleiding SEDIAS, waarin het gebruik en de formules zijn beschreven (Deltares, 2010);
- SediSoil, het model waarmee humane risico's ten gevolge van bodemverontreiniging worden beoordeeld;
- de technische - en gebruikershandleiding SediSoil (Harezlak en Osté, 2011) waarin respectievelijk formules en gebruik worden beschreven;
- het nutriëntenscreeningmodel, een model waarmee de bijdrage van de waterbodem aan eutrofiëring kan worden geschat (Smits en Van Beek, 2009).

Alle documenten zijn te vinden op: http://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/waterbodems-(ecb)/waterbodemonderzoek/beoordeling/. Op die site kunnen ook SEDIAS en SediSoil worden gedownload. Het Nutriëntenscreeningmodel is niet te downloaden. Neem contact op met de Helpdesk Water als gebruik van dit model is gewenst.

1.2 De nieuwe aanpak van waterbodembeoordeling

In het bodembeheer was de (water)bodem het te beschermen doel. De beoordeling was gericht op het (ecologisch) functioneren van de waterbodem zelf en op eventuele negatieve effecten van de waterbodem op de kwaliteit van oppervlaktewater en grondwater. Verder werd beoordeeld of de waterbodem schadelijk kon zijn voor de mens via recreatie en

visconsumptie. Veruit de meeste waterbodemsaneringen werden uitgevoerd vanwege ecologische risico's voor in de bodem levende organismen en vanwege effecten via het voedselweb op hogere organismen. Hierbij waren vooral de benthische macrofauna en nematoden belangrijke groepen.

In het waterbeheer ligt de focus op het watersysteem. De waterbodem speelt bij de beoordeling van het watersysteem een dubbele rol, nl.

- als (te beschermen) onderdeel van het watersysteem;
- als potentiële bron van toxische stoffen, nutriënten of slibdeeltjes, die het oppervlaktewater negatief beïnvloeden.

Bij de doelen voor watersystemen, zoals geformuleerd door de Kaderrichtlijn water, speelt de diepere waterbodem nauwelijks een rol. Er gelden alleen chemische normen voor het oppervlaktewater, er zijn geen chemische normen voor sediment. Voor de biologische maatlatten geldt dat de organismen die in de dieper gelegen waterbodem (> ca.1,5 m waterdiepte) leven, nauwelijks vertegenwoordigd zijn. Benthische macrofauna wordt namelijk bemonsterd in de oeverzone met een schepnet. Alleen de recent ontwikkelde concept-deelmaatlat sedimentkwaliteit in de R8-wateren (benedenrivierengebied) (Postma en Reeze, 2011) vereist de bemonstering van de diepere bodem met bijvoorbeeld een boxcore. De R8-maatlat kent een deelmaatlat die indicatief is voor sedimentverontreiniging door een hoge waarde toe te kennen aan voor verontreiniging gevoelige soorten en een lage waarde aan soorten die juist in verontreinigd gebied veel voorkomen.

1.3 Leeswijzer

Dit rapport bestaat uit twee delen. In het eerste deel wordt achtergrondinformatie gegeven bij de Hbw. In hoofdstuk 2 betreft dat een toelichting op de functies en doelen (hoofdstuk 2 van de Hbw), maar het zwaartepunt ligt in hoofdstuk 3, behorend bij hoofdstuk 3 en 4 van de Hbw. De volgorde in dit rapport is op hoofdlijnen gelijk aan de Hbw, maar in dit rapport wordt meer onderwerpsgewijs gewerkt. Zo past de toelichting over evenwichtspartitie (paragraaf 3.1 in dit rapport) bij meerdere paragrafen in de Hbw. Evenwichtspartitie vormt in de Hbw de basis voor de berekening van transport van stoffen van sediment naar oppervlaktewater, maar ook voor de bepaling van de blootstelling van macrofauna aan toxische stoffen.

Hoofdstuk 5 van de Hbw (beoordeling van waterbodems in oevergebieden) komt in dit document niet terug. Voor de beoordeling van oevergebieden wordt namelijk gebruik gemaakt van beoordelingsmethoden afkomstig uit systematiek voor risicobeoordeling voor de droge bodem (Sanscrit). Die methoden zijn al uitgebreid toegelicht in diverse rapporten (vooral van RIVM), zoals: voor humane risico's: Brand et al. (2007), ecologische risico's: Mesman et al. (2011), landbouw: Römkens et al. (2007) en voor grondwater: Otte et al. (2007).

In het tweede deel zijn de specialistische methoden ingedeeld in de categorieën die zo goed mogelijk aansluiten bij de gele tekstblokken in de Hbw. De gele blokken over zwevende stof en erosie zijn samengevoegd omdat hiervoor vaak dezelfde tools worden gebruikt. Ook alle methoden gericht op effecten (EKR macrofauna, natuurdoelen en humane risico's) zijn in de *fact sheets* in één categorie gebundeld.

2 In de Hbw niet meegenomen functies en doelen

In hoofdstuk 2 van de Hbw worden het nut en de aard van de beoordeling bepaald, ofwel: is een waterbodembeoordeling nodig en zo ja, welke aspecten zijn daarbij van belang? De strekking is dat de verantwoordelijke beheerder - dat kan behalve de waterbeheerder ook de natuur-, landschaps-, recreatiebeheerder, etc. zijn – nagaat of hij zijn doelen haalt. Als dat niet het geval is, gaat hij na of de waterbodem daarvan een oorzaak kan zijn. In hoofdstuk 2 van de Hbw zijn alle doelen beschreven waar de waterbodem een relevante bijdrage aan kan leveren: natuur, drinkwater, zwemwater, schelpdierwater, viswater, beroeps- en sportvisserij, recreatie, water voor landbouw en (in oevergebieden) landbouw. In die selectie zijn de volgende doelen, functies of aspecten niet meegenomen:

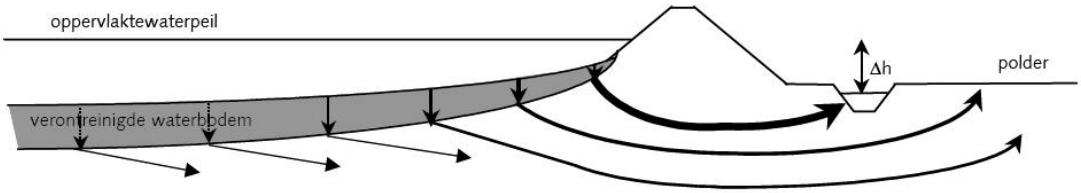
1. doelen voor grondwater;
2. biologische maatlatten voor vis en macrofyten;
3. niet-relevante gebruiksfuncties van het oppervlaktewater (scheepvaart, energie, delfstofwinning, cultuurhistorie, koelwater, (industrieel) proceswater, wateraan- en afvoer);
4. substraattype;
5. zuurstofverbruik van de waterbodem (hetgeen het zuurstofgehalte in het water beïnvloedt).

In de volgende paragrafen wordt aangegeven waarom deze doelen en functies buiten beschouwing zijn gelaten.

2.1 Doelen voor grondwater

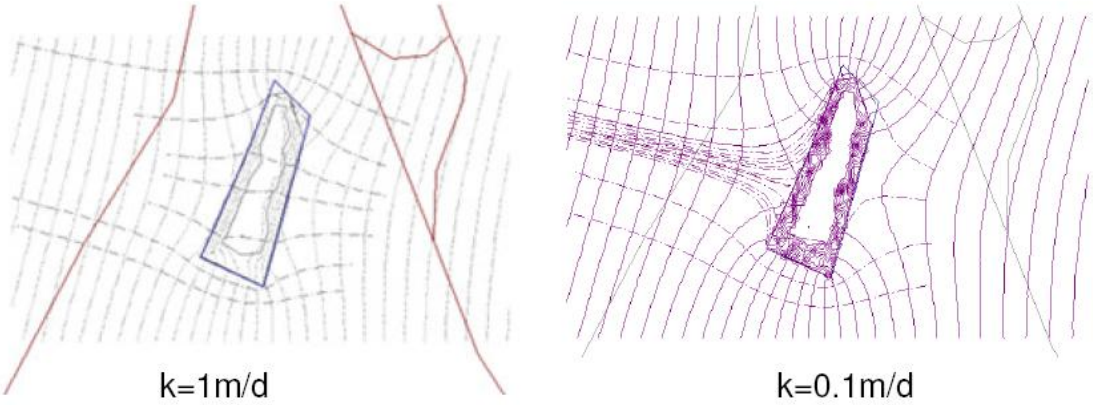
In paragraaf 2.6 van de Hbw wordt gesteld dat een verontreinigde natte waterbodem in de praktijk nooit zal leiden tot onaanvaardbare verontreiniging van grondwater. Deze stelling is vooral gebaseerd op uitgevoerd nader onderzoek waterbodems in het Benedenrivierengebied en het Ketelmeer.

In Nederland zijn de meeste wateren ondiep. Verontreiniging van grondwater door een verontreinigde waterbodem kan alleen optreden indien sprake is van wegzijging. De meest voorkomende situatie in Nederland wordt weergegeven in Figuur 2.1. Vanwege de horizontale stroming van het ondiepe grondwater, zal de verontreiniging naar de polder, maar vooral naar de sloot achter de dijk (dikke pijl) worden getransporteerd. In elk geval zullen (niet-freatische) grondwaterlichamen door de waterbodem nauwelijks worden belast.



Figuur 2.1 Schema waarin het effect van een verontreinigde waterbodem op het grondwater wordt weergegeven in een typisch Nederlandse situatie waarbij sprake is van wegzijging en horizontale grondwaterstroming (afkomstig uit Schmidt et al., 2002).

Als het gaat om sediment (grond of bagger) in diepere lagen, in direct contact met diepere watervoerende pakketten, kan er enig transport plaatsvinden. Voorbeelden hiervan zijn zandwinputten of diepe havens, die gevuld zijn met (licht) verontreinigd materiaal. In veel gevallen zal het materiaal in de put minder doorlatend zijn dan de grondwatervoerende laag. Het grondwater stroomt dan voor een groot deel om het vulmateriaal heen. Figuur 2.2 schetst een voorbeeld van een met grond en bagger gevulde zandwinplas. Indien er toch zorgen zijn over de belasting van het grondwater door waterbodem die in direct contact staat met (onbelast) grondwater, kan gebruik gemaakt worden van het locatiespecifieke toetsingskader zandwinputten. Dit toetsingskader wordt momenteel ontwikkeld door RIVM, ECN, Alterra en Deltares onder leiding van de Stuurgroep Onderzoek toetsingskader diepe plassen.



Figuur 2.2 Stroombanen van het grondwater door een zandwinplas gevuld met redelijk (k=1) en matig (k=0,1) doorlatend slib (Stuurgroep Grote Veenderplas, 2009).

2.2 Biologische maatlatten voor vis en macrofyten

Er zijn twee categorieën stoffen in de waterbodem die de waterkwaliteit kunnen beïnvloeden: toxische stoffen (microverontreinigingen) en nutriënten ('macroverontreinigingen'). Voor beide categorieën is in de Hbw de biologische maatlat gekozen die daar het meest gevoelig voor is; fytoplankton voor nutriënten en macrofauna voor toxische stoffen. Ook de maatlatten voor vis en macrofyten zijn gevoelig voor nutriënten, maar het uitgangspunt in de Hbw is dat als de maatlat fytoplankton voldoende scoort, ook de andere maatlatten (op termijn) voldoende zullen scoren.

Bovenstaande aanname vraagt ten aanzien van waterplanten (macrofyten) enige nuance. Uit recente ervaringen blijkt dat een voldoende score voor fytoplankton (helder water) gepaard kan gaan met een onvoldoende score voor macrofyten (zie kader met een voorbeeld).

Helder water, maar geen ecologisch gewenste situatie

Een voorbeeld van een watersysteem, waar ondanks een heldere toestand ongewenste ecologische effecten optreden, is de Loenderveense Plas. De plas is helder geworden na Actief Biologisch Beheer (ABB), maar wordt nu gedomineerd door Waterpest. Dit is mede een gevolg van de nutriëntenrijke bodem. Waterpest kan voor een flinke nalevering van nutriënten zorgen. Onder invloed hiervan kan de plas weer omslaan naar een troebele toestand. Bovendien zorgt Waterpest voor overlast in de omgeving. De situatie op dit moment is ongewenst.

Als het oppervlaktewater door reductie van de externe belasting schoon genoeg is voor helder water, kan een eutrofe bodem leiden tot een woekerende vegetatie met weinig

diversiteit. Planten kunnen ook als P-pomp fungeren waarmee fosfaat uit de bodem naar het oppervlaktewater wordt getransporteerd, zodat er op termijn weer troebel water kan ontstaan. Verder kan vegetatie worden belemmerd door ammonium en sulfide. Deze macro-elementen kunnen in de waterbodem onder anaërobe omstandigheden ophopen en toxisch worden voor planten. Zowel over fosfaatrijke bodems met helder water als over ammonium/sulfide-toxiciteit is weinig kwantitatieve, generiek toepasbare, informatie beschikbaar.

Tenslotte kan de EKR-score voor de maatlat macrofyten sterk beïnvloed worden door de bodemstabiliteit en het bodemtype, maar deze parameters maken geen deel uit van de Hbw (zie 2.4).

2.3 Niet-relevante gebruiksfuncties

De gebruiksfuncties scheepvaart, energie, delfstofwinning, cultuurhistorie, industrieel proceswater, koelwater en wateraan- en afvoer worden niet behandeld in de Hbw. Dit is zo omdat het bereiken van de doelstellingen voor deze functies niet of nauwelijks wordt beïnvloed door de kwaliteit van de waterbodem.

Voor scheepvaart is de waterbodem wel van belang, maar dit geldt alleen voor het profiel van de bodem. Schepen varen niet moeilijker over een eutrofe of verontreinigde waterbodem. Soortgelijke redeneringen gaan ook op voor energiewinning uit water en wateraan- en afvoer. Een verontreinigde toplaag kan bij het winnen van grind en zand zorgen voor extra kosten, omdat deze moet worden afgevoerd. Deze problematiek hoort echter thuis in het Besluit bodemkwaliteit, omdat de toplaag sowieso wordt verwijderd. Cultuurhistorie kan vooral een rol spelen bij het (niet) uitvoeren van ingrepen. De waterbodem herbergt soms archeologische vondsten, die juist in het sediment goed geconserveerd blijven. Tevens kunnen langdurig ongestoorde waterbodems inzicht geven in de geschiedenis, bijvoorbeeld over planten of klimaat. Voor proces- en koelwater kan de waterkwaliteit (en dus de waterbodemkwaliteit) relevant zijn, maar in de meeste gevallen gaat het om laagwaardige toepassingen, die geen hoge eisen stellen aan de waterkwaliteit. Als het gaat om water dat voor consumptie wordt gebruikt, zoals in de frisdrankindustrie wordt grondwater gebruikt.

2.4 Substraattype

De waterkwaliteit wordt mede beïnvloed door de fysische eigenschappen van de waterbodem (het substraattype). Een stevige geconsolideerde sliblaag is gunstig voor vegetatieontwikkeling. Verder wordt de helderheid van het water beïnvloed door de concentratie organische en anorganische zwevende stof en door de DOC-concentratie. Deze parameters worden eveneens beïnvloed door het substraattype.

De KRW betrekt in de waterkwaliteitstoetsing, naast fysisch-chemische ondersteunende parameters zoals zuurstof, pH, zoutgehalte en nutriëntenconcentraties, ook hydromorfologische parameters. Dat zijn bijvoorbeeld: de kwantiteit en dynamiek van de waterstroming, variaties in diepte en breedte, structuur van de oeverzone, maar ook: structuur en substraat van de bodem. Het Handboek hydromorfologie voor de KRW (Van Dam et al., 2007) maakt voor zoete wateren gebruik van de algemene bodemtype-indeling: klei, zavel, zand of veen (uitgedrukt in percentage oppervlak). Voor beken wordt ook gebruik gemaakt van de Duitse Gewässerstrukturgütekartierung (zie bijvoorbeeld: Van der Hoek, 2003). Deze methode is iets gedetailleerder door ook slib, kiezel, ‘schotter’ (steentjes afrond of plat; 2mm-10 cm), stenen, steenbrokken (>30cm), rotsen en onnatuurlijke bodembekleding (beton, stenen en dergelijke) mee te nemen. Daarnaast zijn er mogelijkheden om specifieke toevoegingen weer te geven zoals: takken en bladval, puin-of vuilstort, ijzeroer en bodemerosie. Het Handboek hydromorfologie voor de KRW (Van Dam et al., 2007) geeft voor

zoute wateren de indeling silt, uiterst fijn zand, zeer fijn zand, matig fijn zand, matig grof zand, zeer grof zand, uiterst grof zand en grind. Bovendien worden (dode) schelpen en pleisterlagen meegenomen in de rapportage. Hoewel in het Handboek hydromorfologie wordt aangegeven dat het substraat effect heeft op fytobenthos, macrofauna, waterplanten en paai- en schuilmogelijkheden voor vissen, worden concrete relaties niet genoemd. Ook de KRW-verkenner (www.krwverkenner.nl) kent substraat niet als stuurparameter.

Er is voor gekozen om de Hbw te beperken tot chemische stoffen in de waterbodem (nutriënten en toxische stoffen). Daarom zijn de fysische eigenschappen niet meegenomen. De invloed van (de consolidatie van) het substraat op de waterkwaliteit is een relatief onontgonnen gebied, waarbij verschillen in substraattype ook niet altijd beter of slechter zijn, maar anders. Het is de vraag of de gangbare karakterisering in klei, slib, veen en zand voldoet om een relatie te leggen tussen substraattype en waterkwaliteit. Vooralsnog zijn er geen methoden beschikbaar die een goede relatie kunnen leggen tussen substraattype en bijvoorbeeld de EKR macrofyten. Binnen het KRW-innovatieproject BaggerNut (www.stowa.nl) wordt de invloed van het substraattype als onderzoeksthema beperkt meegenomen.

2.5 Zuurstofverbruik

Zuurstof speelt op twee manieren een rol bij de invloed van waterbodems op de waterkwaliteit:

1. De waterbodem consumeert zuurstof, waardoor er, zeker in ondiepe systemen, zuurstofdeficiëntie in het oppervlaktewater kan ontstaan. Dit kan leiden tot sterfte van organismen (o.a. vissterfte).
2. Door zuurstofuitputting in het oppervlaktewater (door welke reden dan ook: algen/waterplanten), kunnen stoffen die in de waterbodem gebonden zijn aan de ijzeroxides, vrijkomen. Dit fenomeen is het meest bekend voor fosfaat, maar kan ook een rol spelen voor andere anionen die sterk binden aan ijzeroxides, zoals arseen.

Hoewel de waterbodem bij deze processen een duidelijke rol speelt, is de kennis over de (kwantitatieve) bijdrage van waterbodems hieraan, beperkt. Vooralsnog is besloten de rol van de waterbodem op de zuurstofhuishouding niet op te nemen in de Hbw. Omdat zuurstof wel een direct effect op het gedrag van chemische stoffen kan hebben, is het logisch als dit aspect op termijn wel wordt opgenomen in de Hbw.

3 Achtergronden bij de beoordelingsmethoden in natte waterbodem (Hbw H3 en H4)

3.1 Evenwichtspartitie

Bijna alle beoordelingsroutes in de Hbw starten met een totaalgehalte in de waterbodem. Er is, zeker in aquatische systemen, consensus over het feit dat de waterfase van groot belang is voor de blootstelling aan stoffen. Echter, op het grensvlak van water en sediment is de waterfase een ingewikkeld systeem, zeker als het gaat om stoffen die redoxgevoelig zijn. Dat laatste geldt voor metalen en nutriënten. In deze paragraaf wordt eerst de keuze voor evenwichtspartitie toegelicht. Vervolgens wordt het sediment-watergrensvlak nader bekeken en wordt de keuze van de partitiecoëfficiënten beargumenteerd.

3.1.1 Keuze voor evenwichtspartitie

Evenwichtspartitie houdt in dat er een lineair verband wordt verondersteld tussen het totaalgehalte in sediment en de opgeloste concentratie in het poriewater (vergelijking [3.1]). Omdat de bindingscapaciteit van bodems niet onbeperkt is, zal er in werkelijkheid bij hoge concentratie een afvlakking van de lijn plaatsvinden. De meest gebruikte eenvoudige vergelijkingen zijn de Langmuir (vergelijking [3.2]) en Freundlich-vergelijking (vergelijking [3.3]).

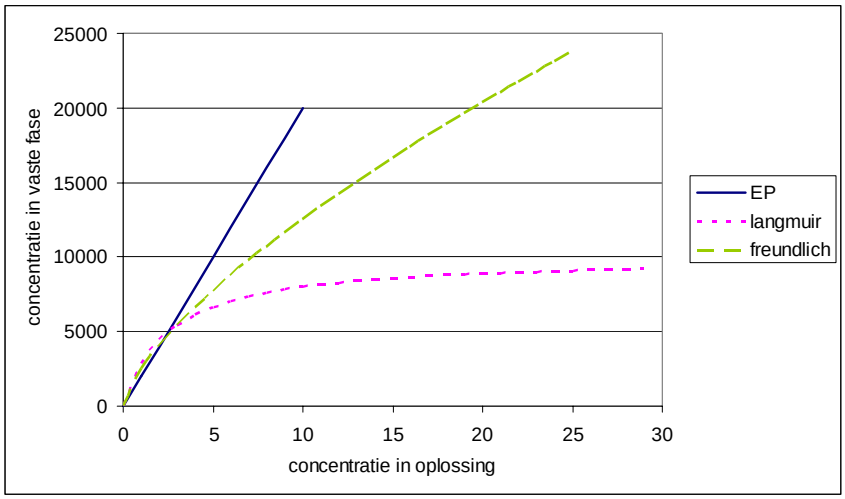
$$Q = K\ c \qquad [3.1]$$

$$Q = Q_{\max} \frac{K\ c}{1 + K\ c} \qquad [3.2]$$

$$Q = K\ c^{n} \qquad [3.3]$$

Q = het gehalte geadsorbeerd (mg/kg)
Q_{max} = het maximaal te adsorberen gehalte (mg/kg)
K = de adsorptieconstante
c = de concentratie in oplossing (mg/l)
N = een constante tussen 0 en 1

Bij de Langmuir-vergelijking is daadwerkelijk sprake van een maximale geadsorbeerde concentratie (plateau), terwijl Freundlich-vergelijking wel een afvlakking, maar geen plateau veronderstelt. De bruikbaarheid van de vergelijkingen hangt af van het concentratietraject. In het lage concentratie-traject, in Figuur 3.1 tot een concentratie van ca. 3, is de aanname van evenwichtspartitie prima bruikbaar. Afhankelijk van het adsorptiegedrag kan voor hogere concentraties de Freundlich- (geleidelijke stijging) of Langmuirvergelijking (een steile omslag van lineair naar plateau) worden gebruikt. In vergelijking 3.1 wordt voor K in het geval van zware metalen meestal K_d gehanteerd en voor organische microverontreinigingen K_p.



Figuur 3.1 Verschillende modellen voor de beschrijving van de relatie tussen opgeloste en totale concentraties.

In de standaardmethodiek van de Hbw is gekozen voor de meest eenvoudige vergelijking, namelijk evenwichtspartitie. Argument hiervoor is dat de variatie in adsorptieconstanten tussen sedimenten (bij gelijke concentraties) doorgaans veel groter is dan de afwijking als gevolg van de keuze van evenwichtspartitie. Bovendien zijn de in de praktijk gemeten concentraties van de beschouwde stoffen in veel gevallen niet extreem hoog, zodat evenwichtspartitie ook om die reden verdedigbaar is.

3.1.2 Keuze van de partitiecoëfficiënten

De omslag van zuurstofarme condities in het grootste deel van het sediment naar zuurstofrijke condities in de toplaag (enkele millimeters) heeft grote consequenties voor de adsorptie van nutriënten en metalen aan het sediment. Vooral stoffen die sterk binden aan ijzer zijn in de anaërobe onderlaag mobiel (lage K_d) en adsorberen in de toplaag van het sediment (hoge K_d). Omgekeerd kunnen metalen met sulfaat onder zuurstofloze condities immobiel worden omdat ze reageren tot slecht oplosbare metaalsulfiden. De vraag is dan welke partitiecoefficiënt moet worden gekozen om iets te kunnen zeggen over het transport van stoffen van sediment naar oppervlaktewater.

In de Hbw wordt aangenomen dat de aërobe condities het meest bepalend zijn voor de concentratie in het oppervlaktewater, maar ook voor de blootstelling van benthische organismen (zie 3.2.1 voor een uitgebreidere motivatie voor bepalende condities voor transport en blootstelling in het sediment-watergrensvlak). Daarom is gekozen voor K_d-waarden die zijn afgeleid onder aërobe condities, ofwel: K_d-waarden op basis van de verhouding tussen oppervlaktewater en zwevende stof.

De omslag van anaëroob naar aëroob heeft ook consequenties voor de keuze van specialistische methoden. Een aëroob uitgevoerde extractie met toplaagsediment heeft de voorkeur boven het meten van anaëroob poriewater. Voor stoffen zoals fosfaat en arseen, die sterk binden aan ijzeroxides, kan een poriewater-extractie waarin ook ijzer wordt gemeten en wordt meegenomen in de interpretatie (bijv. Fe/P-ratio), wel zinvol zijn.

Organische contaminanten

Voor organische contaminanten wordt gebruik gemaakt van de K_{oc}-waarden, die tot een K_p-waarde kunnen worden omgerekend door ze met de fractie organisch koolstof te vermenigvuldigen (dus: $K_p = f_{oc} \times K_{oc}$). Voor de K_{oc}-waarden zijn verschillende bronnen en methoden beschikbaar. Ten Hulscher en Van Noort (2006) hebben in een rapport over het

gebruik van de Tenax-extractie, K_{oc}-waarden afgeleid. In 2010 heeft Van Noort een nieuwe methode ontwikkeld gebaseerd op de zogenaamde *Abraham-equation*. In deze vergelijking wordt de K_{oc} gebaseerd op 5 stof(groep)specifieke parameters:

$$\text{Log } K_{oc} = -0{,}42 + 0{,}53\,E - 0{,}48\,S - 0{,}28\,A - 2{,}46\,B + 3{,}25\,V$$

De parameters E, S, A, B en V zijn voor de meeste organische contaminanten bekend of kunnen betrouwbaar worden geschat/gemeten. De beschrijving van de methode en alle waarden zijn te vinden in Van Noort (2010) en Van Noort et al. (2010). De K_{oc}-waarden van Van Noort (2010) zijn gekozen voor het gebruik in de Hbw. Het belangrijkste argument daarvoor was dat de theoretische onderbouwing in orde is en dat je daarmee minder afhankelijk bent van experimentele verschillen bij de bepaling van K_{ow}- en K_{oc}-waarden. De waarden zelf zijn ook vermeld in SEDIAS.

Metalen
Voor metalen is het ingewikkelder om eenduidige K_d-waarden te vinden. Het is algemeen bekend dat de spreiding in K_d-waarden voor één metaal groot kan zijn (wel tot een factor 1000). Er zijn verschillende methoden om tot K_d-waarden te komen. Tot nu toe zijn nagenoeg alle sedimentnormen, zoals vastgesteld in INS[1], afgeleid met de K_d-waarden die zijn afgeleid in de late jaren ’80 of begin jaren ’90 van de vorige eeuw (Stortelder et al.,1989). Deze zijn gebaseerd op de verdeling van het metaal over zwevende stof en water door watermonsters te filtreren. Verbruggen et al. (2001) stellen dat de sedimentnormen als onzeker moeten worden beschouwd vanwege de onzekerheden in de log K_d. In latere jaren is een dergelijke methode gebruikt door Van den Berg en Zwolsman (2000). Zij hebben monitoringdata van meetstation Lobith tussen 1992 en 1998 gebruikt. Er zijn zeker verschillen tussen de oude en nieuwe K_d-waarden, maar die worden deels veroorzaakt door het wel of niet standaardiseren voor standaard zwevende stof. De grootste verschillen zijn geconstateerd voor Cu en Ni (zie Tabel 3.1).

Recenter zijn ook anaërobe K_d-waarden afgeleid (Vink en de Weert, 2009), maar zoals opgemerkt in paragraaf 3.2.1 zijn er argumenten om de voorkeur te geven aan aëroob afgeleide K_d-waarden.

Behalve op basis van het evenwicht tussen zwevende stof en oppervlaktewater, is het ook mogelijk om K_d’s te bepalen door een aërobe extractie van sediment en water, zoals met de $CaCl_2$-extractie. De ervaring hiermee is echter beperkt en er is nog altijd geen definitief protocol voor deze extractiemethode. Tabel 3.1 toont in de twee meest rechtse kolommen de mediane log K_d-waarde van 10 locaties in de Waal die met $CaCl_2$-extractie zijn bepaald (Osté, 2010).

Tenslotte is er in de laatste jaren met ongestoorde kolommen gewerkt waarin concentraties in het bovenstaande water zijn gemeten in min of meer stationaire concentraties. De verhouding tussen sediment en bovenstaand water is misschien wel de meest betrouwbare meetmethode, omdat dan grensvlakprocessen (deels) impliciet worden meegenomen. Er is echter te weinig ervaring met deze experimenten om betrouwbare K_d-waarden af te leiden.

Omdat er te weinig bewijs was dat recenter afgeleide K_d-waarden een duidelijke verbetering geven ten opzichte van de K_d-waarden gepresenteerd door Verbruggen et al. (2001), is in de

[1] *INS staat voor Integrale Normstelling Stoffen, het proces waarin milieunormen officieel worden afgeleid en vastgesteld. RIVM voert het INS programma uit in opdracht van het Ministerie van I&M.*

Hbw gekozen voor het handhaven van de K_d-waarden zoals deze in de (INS) normstelling worden gebruikt.

Tabel 3.1 Log K_d-waarden (l/kg) voor zwevende stof en sediment.

stof	zwevende stof Verbruggen et al. (2001) gestand.	zwevende stof V.d. Berg et al. (2000) niet gestand.	sediment Verbruggen et al. (2001) gestand.	sediment Osté (2010) gestand.	sediment Osté (2010) niet gestand.
Cd	5,1	5,1	4,9	3,8	4,0
Cr	5,5	5,3	5,3	5,1	4,9
Cu	4,7	4,4	4,5	4,3	4,3
Ni	3,9	4,4	3,7	3,6	3,8
Pb	5,8	5,5	5,6	5,5	5,4
Zn	5,0	5,1	4,9	3,9	4,1

Gestand. = gecorrigeerd voor standaard zwevende stof of sediment.

3.1.3 Het meten van beschikbaarheid

Met een partitiecoëfficiënt kan de concentratie die beschikbaar is voor transport of opname door organismen worden berekend. Het meten van de beschikbare concentratie of beschikbare fractie verhoogt echter de betrouwbaarheid.

Bij de metalen wordt een grote variatie gevonden in de K_d-waarden voor één metaal, wat kan leiden tot zowel een onder- als overschatting van de daadwerkelijk beschikbare concentratie. Meting met behulp van specialistische methoden kan een hogere of lagere beschikbare concentratie geven.

De partitiecoëfficiënten voor organische contaminanten zijn meestal bepaald op basis van experimenten met in het laboratorium vers toegevoegde verontreinigingen of op basis van log K_{ow}-waarden. Verse verontreiniging heeft nog niet de tijd gehad om sterk (of zelf irreversibel) te binden (*ageing*) en heeft een relatief hoge beschikbaarheid. De kans is groot dat historische verontreinigingen in sediment minder beschikbaar zijn dan wordt berekend met de K_{oc}. In essentie zijn er twee mogelijkheden om de beschikbaarheid van organische verontreinigingen te meten: 1) meting van de beschikbare fractie die vervolgens met de standaard-K_{oc} wordt omgerekend naar de poriewaterconcentratie en 2) het direct meten van de poriewaterconcentratie. Complicatie daarbij is dat poriewaterconcentraties voor organische contaminanten vaak onder de detectiegrens liggen. Om dit te ondervangen wordt gebruik gemaakt van preconcentratietechnieken (bijv. SPME, passive sampling, POM). In nagenoeg alle gevallen zullen beschikbaarheidsmetingen voor organische contaminanten leiden tot een lagere beschikbaarheid dan berekend op basis van totaalgehalten en een partitiecoëfficiënt.

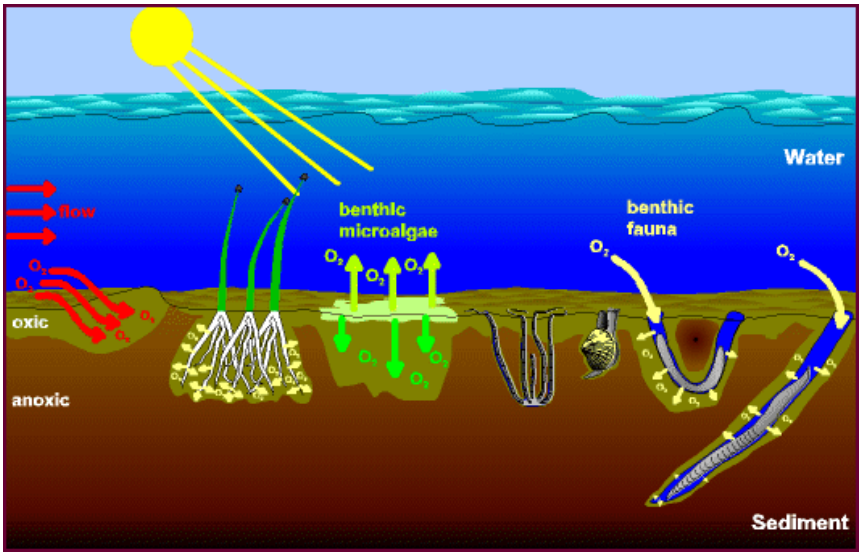
3.2 Van poriewater naar flux (transport van opgeloste stoffen)

3.2.1 Concentratiegradiënten, transport en blootstelling in het water-sediment grensvlak

De meeste Nederlandse oppervlaktewateren zijn ondiep. De waterkolom is gemengd en aëroob. In de bovenste centimeter(s) van het sediment is sprake van een overgang van zuurstofrijk oppervlaktewater naar zuurstofloos poriewater, omdat in het sediment zuurstof wordt geconsumeerd. Figuur 3.2 brengt in beeld dat de aërobe toplaag de laag is die in direct

contact staat met het oppervlaktewater, maar ook dat fysische en biologische processen de zuurstofindringing in de toplaag beïnvloeden.

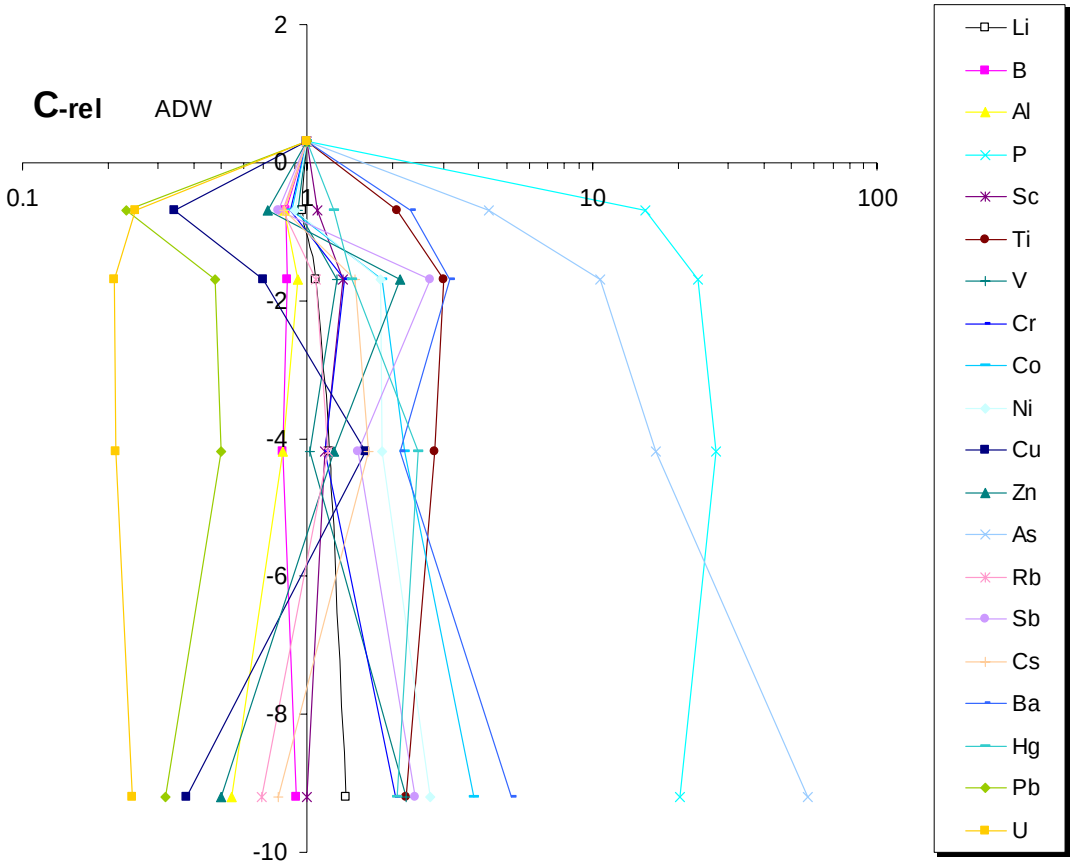
Zuurstof is essentieel voor nagenoeg alle organismen. Om die reden speelt het grootste deel van het waterbodemleven zich af in de toplaag van het sediment (enkele centimeters). Zoals in Figuur 3.2 wordt geïllustreerd hebben de meeste organismen in die laag mechanismen om zuurstof uit het oppervlaktewater te halen door te graven, te filteren, etc. (De Lange et al., 2006). Op die manier vindt de blootstelling plaats via 'aëroob gemaakt' poriewater.



Figuur 3.2 Processen in de sediment-water grenslaag die van invloed zijn op de redoxpotentiaal en de blootstelling van benthische organismen aan stoffen (http://www.mbl.ku.dk/rnglud/html/)

Waarom is de zuurstofhuishouding zo belangrijk voor het transport van en de blootstelling aan stoffen? Ten eerste oxideert zuurstof het organisch materiaal in sediment, waarbij bepaalde bestanddelen (organisch C, N, P en spore-elementen) vrijkomen. Daarnaast hebben zuurstof en andere oxidatoren (NO_3^-, Mn^{4+}, Fe^{3+}, SO_4^{2-} en CO_2) invloed op de adsorptiecapaciteit van de bodem. Onder anaërobe condities lossen ijzer- en mangaanoxides op en ontstaan ijzer- en andere metaalsulfides met een veranderde speciatie van metalen en fosfaat als gevolg. Voor positief geladen metaalionen geven de sulfides extra vastlegging, waardoor de concentraties in het poriewater lager worden. Voor anionen die sterk adsorberen aan ijzeroxides (As, P) nemen de concentraties in het poriewater juist toe.

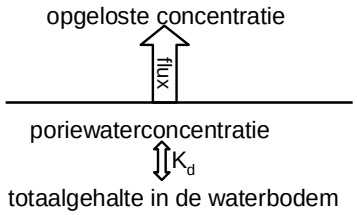
Figuur 3.3 toont de gradiënt in de poriewaterconcentraties van een groot aantal elementen over het water-sediment grensvlak, gemeten in zogenaamde SOFIE-cellen (www.sofie.nl). Voor de anionen is de bovengenoemde trend duidelijk zichtbaar. Arseen en fosfaat nemen in het diepere poriewater sterk toe. Voor de kationen is de trend minder eenduidig. Uranium laat de sterkste afname in het diepere poriewater zien. Lood en mindere mate koper en zink vertonen over het grensvlak een profiel dat wordt verwacht, namelijk een afname in het bovenste poriewater, maar in het diepere poriewater is het beeld niet altijd eenduidig..



Figuur 3.3 Poriewaterprofielen van een groot aantal elementen in verschillende sedimenten gemeten in SOFIE-cellen in sedimentkernen afkomstig uit de Afferdense en Deestsche waarden (uit Schipper et al., 2008). Alle concentraties zijn genormaliseerd naar de concentratie in het bovenstaande water. De verticale as geeft de diepte weer in centimeters.

3.2.2 Diffusie/dispersie

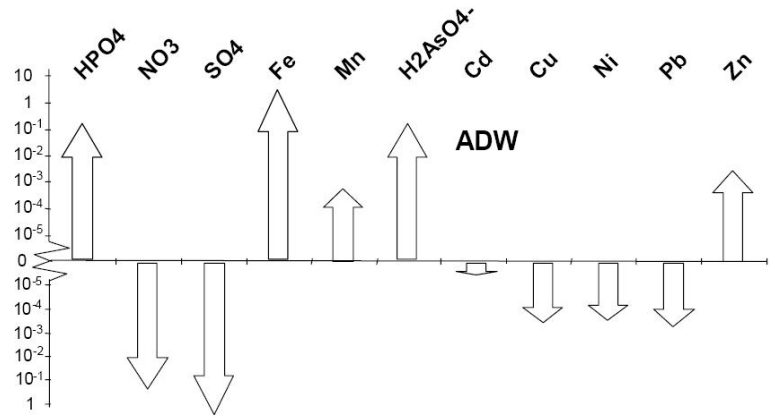
In 3.1 is toegelicht hoe de poriewaterconcentratie wordt berekend. De volgende stap in de Hbw is de berekening van het transport van verontreinigingen van het sediment naar het oppervlaktewater. De concentratiegradiënt is maatgevend voor de transportsnelheid door diffusie (zie Figuur 3.4).



Figuur 3.4 Benadering in de Hbw om te komen van totaalgehalte in de waterbodem naar concentratie in het oppervlaktewater.

Figuur 3.5 geeft een voorbeeld van de berekende diffusieve stoffluxen op basis van metingen in de Afferdense en Deestsche Waarden. De figuur laat zien dat P en As (in de vorm van de anionen HPO_4^- en $H_2AsO_4^-$) een opwaartse flux hebben. Dat geldt ook voor ijzer (Fe) en in mindere mate voor mangaan (Mn). Het is echter de vraag of de effectieve flux van P en As in

de praktijk net zo groot is als de berekening op basis van de concentratiegradiënt aangeeft. Als ijzer en/of mangaan namelijk tegelijk met P en of As in het aërobe oppervlaktewater terechtkomen, oxideren ijzer en mangaan en adsorberen P en As aan het nieuw gevormde ijzeroxide. Het effectieve transport van P en As naar het oppervlaktewater is daarom, uitgaande van zuurstofhoudend oppervlaktewater, waarschijnlijk kleiner dan de pijlen in Figuur 3.5 aangeven. De lengtes van de pijlen zijn wel correct voor anaëroob oppervlaktewater. Bij gebrek aan zuurstof in het water ontstaan geen ijzeroxides en zullen alle genoemde ionen in opgeloste vorm in de waterkolom terecht komen en opgelost blijven.



Figuur 3.5 Berekende fluxen in de Afferendense en Deestsche Waarden op basis van de concentratiegradiënten in SOFIE-cellen (let op log schaal) in g/m2/jaar (afkomstig uit: Schipper et al., 2008).

Voor SO_4^{2-} en NO_3^- is duidelijk een neerwaartse gradiënt te zien. Dit is niet verrassend, omdat deze stoffen als oxidator worden 'geconsumeerd' door de bodem, waardoor de concentratie in het poriewater laag blijft. Voor de overige elementen zijn de fluxen kleiner en niet altijd dezelfde kant op. Dit geldt ook voor organische contaminanten. Voor deze microverontreinigingen lijkt de concentratiegradiënt tussen porie- en oppervlaktewater wel een goede indicator voor de flux.

Hoewel het bovenstaande aangeeft dat het effectieve transport van anorganische stoffen sterk beïnvloed wordt door chemische processen, is het niet haalbaar om dat in eenvoudige rekenregels te vatten. Er zijn wel specialistische methoden waarmee direct een flux kan worden gemeten, maar de standaardmethodiek in de Hbw hanteert een eenvoudige fluxberekening volgens de wet van Fick om de flux naar het oppervlaktewater te berekenen:

$F_d = D_{eff} \times dC / dz$

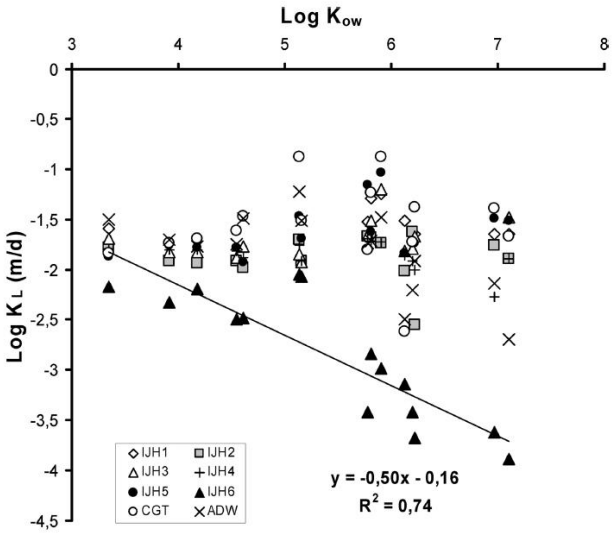
Waarin:
F_d = diffusieflux vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater (g/m^2.dag)
D_{eff} = de effectieve diffusiecoëfficiënt (m^2/dag)
dC = concentratiegradiënt op het scheidingsvlak bodem-water (g/m^3)
dz = de dikte van de diffusielaag (m)

In Koelmans et al. (2010) is deze vergelijking aangepast, waardoor de dikte van de diffusielaag niet meer hoeft te worden ingevoerd:

$F_d = K_L \times dC$

Waarin:
K_L = de massa-transfer coëfficiënt (m/dag)

Koelmans et al. (2010) geven voor organische contaminanten ook waarden voor de K_L. Op 7 van de 8 locaties schommelt de K_L rond de 0,02 m/dag, waarbij een lichte variatie zichtbaar is afhankelijk van de polariteit van de stof. Eén locatie (IJH6) wijkt af. Hier is de K_L voor alle stoffen lager, maar voor apolaire stoffen extreem veel lager. De auteurs geven als verklaring dat voor de 7 locaties met een min of meer constante K_L, de diffusie in de waterfase van water/sedimentgrenslaag bepalend is. Op locatie IJH6 is de diffusie in het sediment zelf (dus het transport vanuit sedimentdeeltjes naar het de waterfase) de bepalende factor. Deze flux in het sediment wordt mede bepaald door de eigenschappen (log K_{ow}) van de stof.



Figuur 3.6 Gemeten K_L-waarden door Koelmans et al. (2010) op 8 locaties in Nederland.

In de defaultberekening in SEDIAS komt de factor D_{eff}/dz uit op 0,007 (log (D_{eff}/dz) = -2,2). Dat is een factor 3 lager dan de 0,02 van Koelmans et al. (2010) als locatie IJH6 buiten beschouwing wordt gelaten. Voor organische contaminanten geeft SEDIAS dus een drie keer lagere flux. Er is meer (literatuur)onderzoek nodig om tot een beter onderbouwde waarde in SEDIAS te komen.

3.2.3 Kwel

Indien de kwel- (of infiltratie)flux wordt berekend, is de doorlatendheid van de weerstandbiedende bodemlaag een belangrijke parameter. In SEDIAS worden indicatieve waarden gegeven, maar onderstaande tabel toont dat er grote verschillen kunnen zijn. Als kwel een substantiële bijdrage levert aan de wateraanvoer van een plas, wordt aangeraden om ruime aandacht te schenken aan het belang van kwel voor de belasting van het oppervlaktewater met contaminanten of in elk geval te onderzoeken hoe gevoelig de uitkomsten zijn voor verschillende k_v-waarden.

Tabel 3.2 Verticale doorlatendheden per bodemtype (Verruijt, 1970)

Grondsoort	k_v-waarde ($m.dag^{-1}$) min	k_v-waarde ($m.dag^{-1}$) max	Bron:
Klei, sterk gescheurd	10	100	Van der Heijdt et al. (2000)
Zand, grof met enig grind	10	50	Van der Heijdt et al. (2000)
Klei, enige poriën of scheuren	0,5	2	Van der Heijdt et al. (2000)
Zand, middelfijn (dekzand)	1	5	Van der Heijdt et al. (2000)
Zeer dichte klei	0,005	0,2	Van der Heijdt et al. (2000)
Zand, uiterst fijn	0,2	0,5	Van der Heijdt et al. (2000)
Klei, slap, ongerijpt	0,0001	0,00001	Van der Heijdt et al. (2000)
Lichte zavel, gerijpt	0,02	0,2	Van der Heijdt et al. (2000)
Klei, ongerijpt, samengeperst	0,00001	0,000001	Van der Heijdt et al. (2000)
Veen, ongerijpt	0,01		Van der Heijdt et al. (2000)

Bodemtextuur	k_v-waarde	
Zware klei	0,001	Bierkens (1994)
Lichte klei	0,01	Bierkens (1994)
Fijn zand	0,8	Bierkens (1994)
Grof zand	50	Bierkens (1994)
Zandige leem	0,005	Bierkens (1994)
Licht lemig zand	0,5	Bierkens (1994)
Veen	0,01	Bierkens (1994)
Gecompacteerd veen	0,001	Bierkens (1994)

Gidslaag	k_v-waarde	
Westland formatie	0,001	Faessen (1992)
Betuwe formatie	0,001	Faessen (1992)
Leem/veen van Singraven	0,001	Faessen (1992)
Veen van Griendsveen	0,001	Faessen (1992)
Leem /zand van Nuenen	0,04	Faessen (1992)
Klei van Veghel	0,001	Faessen (1992)
Klei van Kedichem	0,001	Faessen (1992)
Tegelenklei	0,001	Faessen (1992)
Belfeldklei	0,003	Faessen (1992)
Klei van Maassluis	0,001	Faessen (1992)
Kalloklei	0,002	Faessen (1992)
Reuverklei	0,002	Faessen (1992)
Oosterhoutklei	0,001	Faessen (1992)
Bovenste Brunssum klei	0,002	Faessen (1992)
Bovenste Brunssum klei	0,001	Faessen (1992)
Klei van Inden	0,001	Faessen (1992)

Tabel 3.3 Verticale doorlatendheden per bodemtype (Verruijt, 1970)

bodemtype	range [m/s]	worst case k_v [m/dag]
klei	$<10^{-9}$	10^{-4}
zandige klei	10^{-9} - 10^{-8}	10^{-3}
veen	10^{-9} - 10^{-7}	10^{-2}
silt	10^{-8} - 10^{-7}	10^{-2}

3.3 Opwerveling en sedimentatie van zwevende stof

3.3.1 Inleiding

De centrale vraag van de Hbw is in hoeverre de waterkwaliteitsdoelen belemmerd worden door de waterbodem. Het schaalniveau zal in veel gevallen een waterlichaam zijn. Zeker in stromende systemen, maar ook bijvoorbeeld in een boezem, vindt de interactie tussen waterbodem en oppervlaktewater op een boven-lokaal schaalniveau plaats. De Hbw is niet gericht op de beoordeling van waterbodems in een heel stroomgebied of een grote gecompliceerde boezem. Zo is er bijvoorbeeld geen standaardmethodiek opgenomen voor overschrijding van totale concentraties in waterlichamen in stromende wateren (R, O & K-typen). In dergelijke gevallen wordt geadviseerd de bijdrage van sediment op stroomgebiedsniveau te bepalen.

In ICBR-kader is een Sediment Management Plan opgesteld (ICBR, 2009), dat in essentie is gebaseerd op 3 stappen: 1) de belangrijkste verontreinigende stoffen zijn bepaald, 2) sedimentatielocaties met meer dan 1000 m^3 verontreinigd sediment zijn geïdentificeerd als ‘areas of concern’, 3) areas of concern waarvan het verontreinigde sediment potentieel op stroom (in resuspensie) kan gaan, zijn benoemd als ‘areas of risk’. De ICBR-aanpak gaat uit van duidelijk geïdentificeerde verontreinigde locaties. In stromende wateren zouden waterbodem en zwevende stof meer als integraal onderdeel bezien moeten worden die mede de waterkwaliteit bepalen, zowel positief (opname van verontreinigingen door de waterbodem) als negatief (nalevering). Dit doet ook meer recht aan sediment als integraal onderdeel van het aquatisch systeem. In 2011 worden de mogelijkheden om de KRW-Verkenner hiervoor in te zetten, nader verkend (voor nutriënten).

3.3.2 Opwerveling en sedimentatie door fysische factoren

Opwerveling

Voor het effect van opwerveling zijn twee zaken van cruciaal belang. Wanneer (bij welke kracht) treedt opwerveling op en hoeveel materiaal wervelt op? De kracht die nodig is om opwerveling te bewerkstelling kan redelijk goed berekend worden (zie handleiding SEDIAS en Eelkema, 2006), maar de hoeveelheid opgewerveld sediment is veel lastiger te voorspellen.

De erosieflux wordt berekend met de volgende de Krone-Partheniades formulering (Kandiah, 1974):

$$E = M\left(\frac{\tau_b - \tau_{kr}}{\tau_{kr}}\right) \qquad \text{voor } \tau_b > \tau_{kr}$$

met: E = erosieflux (kg/m^2/s)
M = erosiecoëfficiënt (kg/m^2/s) (bereik: $10^{-5} < M < 0{,}5*10^{-3}$)
τ_b = actueel optredende bodemschuifspanning (N/m^2)
τ_{kr} = kritieke bodemschuifspanning (voor toplaag in zoet water 0,3-0,8 N/m^2)

De cruciale factor in deze formule is de erosiecoëfficiënt M, waarvan de waarde sterk varieert, afhankelijk van de stevigheid van het sediment. Eelkema (2006) heeft richtwaarden gegeven voor τ_{kr} en M. Voor erosie door scheepvaart en wind wordt in SEDIAS een formule gegeven om τ_b te berekenen, maar deze wordt in SEDIAS alleen gebruikt om een relatie te leggen tussen de kritieke orbitaalsnelheid aan de bodem t.g.v. golven en de kritieke schuifspanning (cel F70). Op basis van de τ_b, de τ_{kr} en M kan de erosieflux berekend worden. Dan blijkt echter dat een geringe overschrijding van τ_{kr} leidt tot extreem hoge concentraties in oppervlaktewater. Dit komt omdat de consolidatiegraad in de diepte toeneemt waardoor de werkelijke opwerveling minder is.

In Van Kessel et al. (2009) is een methode beschreven om een verbeterde schatting te maken van τ_{kr} en M op basis van zwevende stof metingen tijdens omstandigheden met weinig opwerveling (weinig wind, geen scheepvaart) of juist omstandigheden met veel opwerveling (storm, veel scheepvaart). Daarbij wordt ook de totale hoeveelheid sediment die kan opwervelen gemaximeerd. Recent is er een methode ontwikkeld, die op basis van een serie eenvoudige experimenten een betere schatting kan maken van de τ_{kr} en M (Winterwerp et al., submitted). Verdere verwijzingen en de essentie van beide methoden zijn in dit achtergronddocument beschreven in het deel over specialistische methoden.

Sedimentatie
De depositieflux *D* (g/m2/s) is te berekenen uit het product van de valsnelheid w_s en zwevende stofconcentratie C_{ZS}:

$D = w_s\, C_{ZS}$

Waarin:
W_s = valsnelheid (m/s)
C_{ZS} = zwevende stofconcentratie (g/m^3)

In de oorspronkelijke formuleringen van Krone-Partheniades werd verondersteld dat er geen depositie plaatsvond als de bodemschuifspanning groter is dan een kritische waarde: $\tau > \tau_{crit}$. Nieuwere inzichten (zie o.a. Winterwerp, 2006) zijn echter dat bij een schuifspanning boven een kritische waarde nog steeds depositie kan optreden, maar dat kort hierna het sediment weer resuspendeert. De formule geldt daarom onder alle omstandigheden.

De keuze van valsnelheid W_s kan gebaseerd zijn op metingen of op ervaring in soortgelijke gebieden. De waargenomen afname van de zwevende stofconcentratie na een gebeurtenis (een storm, de passage van een schip en dergelijke) is ook een goede indicator, alsmede de

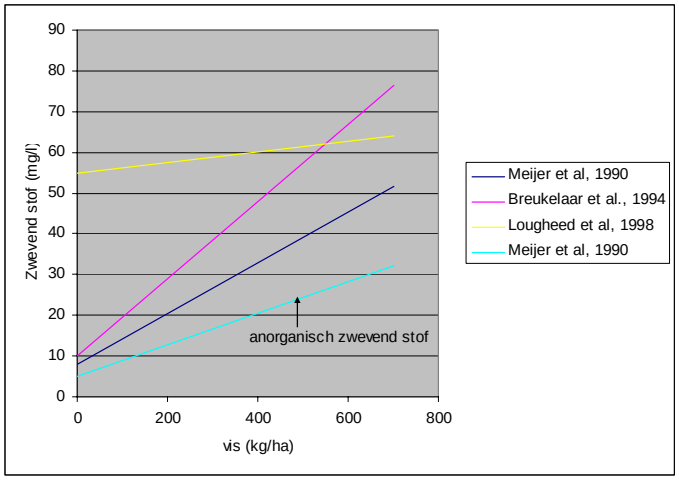
ondergrens van de concentratie tijdens een rustige periode. Indien er gegevens zijn over de verhouding tussen de concentraties aan het wateroppervlak en aan bodem, zijn deze ook goed bruikbaar voor een inschatting van de valsnelheid. In werkelijkheid is er geen sprake van slechts één valsnelheid, maar heeft elke sedimentfractie een eigen valsnelheid w_s. Indien er voldoende meetgegevens zijn, kan een analyse met twee of meer fracties worden overwogen.

Bij gebrek aan metingen moet een aanname voor W_s worden gedaan. In SEDIAS is 0,0001 m/s als defaultwaarde ingesteld, al wordt voor slibhoudend sediment 0,00001 (10^{-5}) $m.s^{-1}$ geadviseerd. Van Kessel et al, (2009) geven 2 $m.d^{-1}$ (2,3 x 10^{-5} $m.s^{-1}$) voor het Markermeer. In het nutriënten-screeningmodel is de valsnelheid van zwevende deeltjes op 1 $m.d^{-1}$ (= 1,2 x $10^{-}5$ $m.s^{-1}$) ingesteld.

Netto sedimentatie of erosie
De netto erosieflux kan worden beschreven door: $E_{netto} = E - D$. Een negatieve waarde betekent netto depositie.

3.3.3 Opwerveling door vis

In de Hbw is een lineaire relatie opgenomen tussen de concentratie zwevende stof en de hoeveelheid benthivore vis. Er zijn in de literatuur verschillende artikelen die ingaan op opwerveling door benthivore vis, zoals karper en brasem (zie Figuur 3.7). Hier moet wel bij worden opgemerkt dat de relaties die in de betreffende artikelen worden gegeven, afgeleid zijn voor ondiepe meren die 1 tot 1,5 meter diep zijn. In SEDIAS is gekozen voor de curve voor totaal zwevende stof zoals afgeleid door Meijer et al. (1990).



Figuur 3.7 Diverse relaties tussen de dichtheid van benthivore vis en de concentratie zwevende stof in ondiepe meren (bruikbaar tot ca.2 meter)

Behalve de hoeveelheid vis kan ook het bodemtype van belang zijn. De locaties beschreven in Meijer et al. (1990) en Breukelaar et al. (1994) zijn vooral meren met een klei- en of zandbodem (Bleiswijkse zoom, Wolderwijd, Noorddiep, experimentele vijvers met zandige klei en klei). Klei en zandbodems verschilden niet sterk van elkaar, vandaar dat 1 vergelijking is gekozen. Er zijn geen veenplassen betrokken in deze studies. Er is wel te zien dat de opwerveling in de winter lager is.

3.3.4 Interactie opwerveling en opgeloste concentraties

Er is ook interactie tussen de sedimentdynamiek en opgeloste concentraties (sorptie, oxidatie/reductie). Verder bepaalt menging in de bodem of steeds hetzelfde sediment wordt geresuspendeerd of ook 'nieuw' sediment dieper uit de bodem.

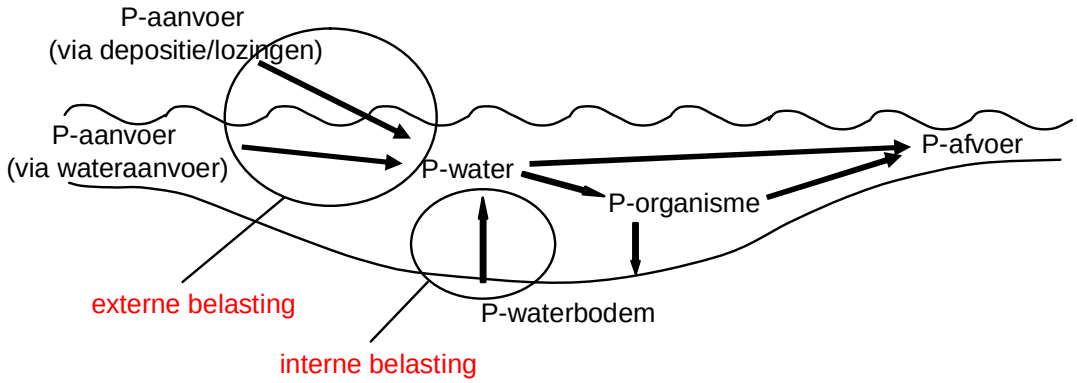
Het bovenstaande geldt zowel voor fysische als biologische opwerveling. Daarnaast consumeert benthivore vis grote hoeveelheden sediment dat het maagdarmkanaal passeert. Het is onduidelijk of de beschikbaarheid van stoffen tijdens die passage verandert. Breukelaar et al. (1994) citeren een studie van Andersson et al. (1988) die stellen dat de excretie van 100 kg brasem/ha 0,67 µg opgelost P/l.dag bedraagt. In het IP-KRW-project BaggerNut wordt naar dit aspect onderzoek gedaan.

Vanwege de eenvoud is ervoor gekozen om in SEDIAS de verschillende fluxen apart te benaderen en vervolgens op te tellen.

3.4 Nutriënten

3.4.1 Omslag van het systeem: externe belasting, interne belasting & kritische belasting

In de Hbw is Figuur 3.8 opgenomen. Hierin is te zien dat er sprake is van externe P-aanvoer, interne P-nalevering door de waterbodem, P-circulatie via organismen en P-afvoer.



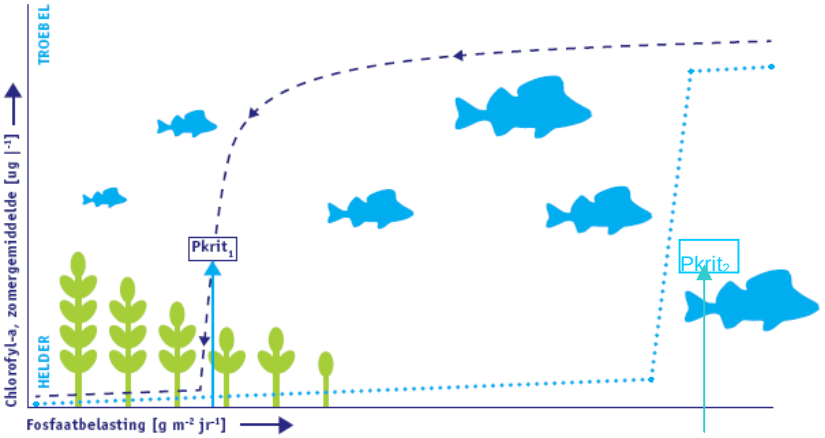
Figuur 3.8 Weergave van de fosfaatdynamiek in het systeem

Bij gelijkblijvende externe belasting zal het watersysteem in een stationaire toestand komen waarbij de waterbodem in evenwicht is met de overige compartimenten. Als de externe belasting hoger wordt zal het systeem langzaam opladen, hetgeen gevolgen kan hebben voor de ecologie. De waterbodem is het traagst reagerende deel van het systeem en functioneert daarbij als buffer. De waterbodem vertraagt de effecten. Aanvankelijk is dat positief: de externe belasting leidt niet meteen tot problemen omdat veel fosfor in de waterbodem wordt weggevangen. De effecten van een verlaging in externe belasting worden echter ook vertraagd, omdat er nalevering vanuit de hoog opgeladen waterbodem plaatsvindt.

Bij lage belasting zal het water helder zijn, waardoor planten kunnen groeien en de visstand diverser wordt. Bij hoge belasting krijgen algen meer kans, waardoor het water troebeler wordt. Daardoor verdwijnen de planten en krijgt benthivore vis meer kans. Het systeem slaat om. Op dat moment is de waterbodem flink opgeladen.

Figuur 3.9 geeft in een figuur weer hoe het systeem reageert op de P-belasting. In de figuur is ook te zien dat de belasting relatief hoog moet zijn voordat een helder systeem omslaat naar troebel (P_{krit2} in Figuur 3.9) en dat de belasting heel ver moet worden teruggedrongen om een

systeem weer helder te krijgen (P_{krit1} in Figuur 3.9). Dit verschijnsel wordt hysterese genoemd.



Figuur 3.9 De relatie tussen de P-belasting en de zomergemiddelde chlorofyl-a concentratie als maat voor vertroebeling. In heldere toestand is een relatief hoge belasting (Pkrit2) nodig om het meer troebel te krijgen. Vanuit de troebele toestand moet een veel lagere P-belasting (Pkrit1) worden gehaald om weer terug te komen in een heldere toestand (figuur overgenomen uit Jaarsma et al., 2008).

Janse (2005) heeft voor ondiepe meren en plassen de factoren onderzocht die van invloed zijn op de ligging van de omslagpunten. Uit deze studies blijkt dat de kritische belasting voor meren afneemt (dus meren worden gevoeliger voor omslag) bij een:

- grotere strijklengte;
- grotere diepte (tenzij het een meer wordt met een temperatuur spronglaag);
- bodem met meer organische stof (vertroebeling);
- bodem met meer fijne delen (vertroebeling);
- beperkte of geen aanwezigheid moeraszones rond het meer;
- langere verblijftijd van het water;
- afname van de visserij-intensiteit.

Kritische belasting en de interne belasting (waterbodem)

De bodemstructuur bepaalt mede de hoogte van de kritische belasting, maar voor de bodemkwaliteit ligt het ingewikkelder. De kritische belasting wordt uitgedrukt als externe belasting. Impliciet zit daar het effect in verdisconteerd van een bodem die in evenwicht is met het systeem. Zolang de bodem in evenwicht is met de externe belasting werkt dit concept goed. Als echter de externe belasting flink wordt gereduceerd, zal de bodem een vertragend effect hebben. Als de externe belasting lager wordt dan de kritische belasting, zorgt de interne belasting er de eerste jaren voor dat het effect hiervan minder groot is dan op basis van de verl*ageing* van de externe belasting mag worden verwacht. Het omgekeerde geldt als de bodemkwaliteit wordt verbeterd, bijvoorbeeld door baggeren. Ook als de externe belasting boven de kritische belasting zit, kunnen bodemkwaliteitsverbeteringen een waterkwaliteitsverbetering bewerkstelligen vanwege een sterk verlaagde interne belasting, maar deze verbetering is zo goed als zeker tijdelijk. Op enig moment zal de bodem weer opgeladen zijn en het systeem weer in evenwicht komen met de (niet) verlaagde externe belasting.

Om het effect van maatregelen in te schatten zou de kritische belasting geformuleerd moeten worden als: $P_{krit} + P_{int}$. Bij het nemen van een maatregel gericht op terugdringen van interne

of externe belasting, kan worden bepaald of $P_{ext,na\ maatregel} + P_{int,\ na\ maatregel} < P_{krit} + P_{int,\ voor\ maatregel}$.

3.4.2 Zoute/brakke of stromende wateren

In hoofdstuk 2 van de Hbw is vermeld dat zoute/brakke, diepe of stromende wateren buiten beschouwing worden gelaten. De reden hiervoor is dat in zoute systemen stikstof vaak limiterend is en dat waterbodems in het algemeen geen belangrijke bron van stikstof zijn. Bovendien hebben zoute systemen vaak een grote dynamiek, dus een korte waterverblijftijd. Hierdoor is de relatieve bijdrage van nalevering door de waterbodem beperkt.

In de meeste wateren met een korte verblijftijd is de externe aanvoer van stoffen groter dan de flux uit de waterbodem. Daarbij maakt de schaal waarop de beoordeling plaatsvindt overigens wel uit. Voor water met een behoorlijke doorstroming (onderdeel van een boezem) kan de waterbodem in het meer een relatief kleine bron zijn, maar als de boezem als geheel wordt beoordeeld is er sprake van een zeer lange verblijftijd en dan kan de waterbodem wel significante invloed hebben op de concentraties in het oppervlaktewater. Dit vraagt een aanpak op (deel)stroomgebied en daarvoor is de Hbw eigenlijk niet geschikt. De aanpak van de Hbw is gericht op locaties. In 2011 loopt er bij Deltares een onderzoek naar een manier om de bijdrage van de waterbodem aan nutriëntenconcentraties in oppervlaktewater op (deel)stroomgebiedsniveau te bepalen.

3.4.3 Diepe plassen

De Hbw is niet geschikt voor het beoordelen van interne eutrofiering in diepe plassen. Belangrijkste reden daarvoor is dat er in diepe wateren in de zomerperiode, door temperatuurstratificatie, geen uitwisseling is tussen de onderlaag (het hypolymnion) en de bovenlaag (het epilymnion) waar de algenbloei plaatsvindt. Nalevering vanuit de waterbodem bereikt dan de bovenlaag niet en draagt niet bij aan de algenbloei. Vaak bezinkt detritus in de zomerperiode naar het hypolymnion waardoor er afvoer van nutriënten uit de boverlaag plaatsvindt. In het najaar wordt een diepe plas weer een gemengd systeem. Vooral als het hypolymnion 's zomers zuurstofarm is geworden (hetgeen in veel diepe plassen voorkomt), kan bij menging in het najaar een relatief hoge P-concentratie in de bovenlaag terechtkomen. Een hoge najaarsconcentratie kan na de winter leiden tot een hoge voorjaarsconcentratie, die uiteindelijk wel van invloed is op de eutrofiëring, vooral als er weinig externe belasting is.

Experimenten in een plas zoals Rauwbraken, waar op de bodem extra P-bindingscapaciteit is aangebracht door Phoslock toe te voegen, bleken succesvol (Oosterhout en Lurling, 2010). In 2010 is een Stowa-rapport verschenen dat specifiek over diepe plassen gaat (Osté et al., 2010). Hierin wordt ook ingegaan op potentiële maatregelen ter verbetering van de waterkwaliteit in diepe plassen.

3.4.4 Criteria voor eutrofiëring

De bijdrage van waterbodems aan eutrofiëring is een onderwerp dat momenteel sterk in ontwikkeling is. De standaardmethodiek in de Hbw is vooral gebaseerd op het werk dat in het OBN[2]-onderzoek en aanverwante projecten is uitgevoerd (onder meer Lamers et al. (2006) en Geurts (2010)). Het STOWA-document 'Van helder naar troebel' (Jaarsma et al., 2008), ook gebaseerd op de het OBN-onderzoek, geeft verschillende methoden waarmee een inschatting kan worden gegeven van de mate waarin de waterbodem bijdraagt aan de eutrofiering. Zij onderscheiden hierbij poriewatermetingen, lactaat-acetaat extracties en bepaling van totaalgehalten. Op basis van totaalgehalten wordt een gecombineerde ratio van ijzer, zwavel en fosfaat voorgesteld als criterium voor nalevering, namelijk (Fe-S)/P<0 : mobilisatie hoog; (Fe-S)/P>0: mobilisatie matig; of 10 (mol/mol): mobilisatie gering. De grens van 0 maakt onderscheid tussen meer Fe of meer S, de grens van 10 geeft aan dat niet-

[2] *OBN staat voor Ontwikkeling + Beheer Natuurkwaliteit*

sulifdegebonden Fe in ruime mate aanwezig is. Later hebben Geurts et al. (2010) bepaald dat een Fe/S-ratio van 1 en een Fe/P-ratio van 10 (alles op mol-basis) onderscheidend zijn voor hoge of lage P-nalevering.

Omdat waterbeheerders hun data nagenoeg altijd in mg/l of µg/l uitdrukken, is in de Hbw gekozen voor een tweestapsschema in gram i.p.v. mol:

1. Eerst wordt bepaald of de totaal Fe/S-verhouding (g/g) in de waterbodem groter of kleiner is dan 1. De Fe/S-ratio van Geurts et al. (2010) zou uitkomen op 1,7 (g/g).
2. Vervolgens geldt voor de totaal Fe/P-verhouding (g/g) een grens van 10 of 20 (dat is resp. 5,5 en 11 in mol/mol). De grens van 20 is gebaseerd op Boers en Uunk (1990) en recentelijk bevestigd door Geurts et al. (2010). Geurts et al. hebben voor (laagveen)wateren vastgesteld dat hoge P-concentraties in oppervlaktewater alleen gevonden worden indien Fe/P (mol/mol) < 10 (g/g ≈ 20). Tussen 5 en 10 is de mobiliteit wisselend en bij Fe/P (mol/mol) < 5 (g/g ≈ 10) is er bijna altijd een hoge nalevering.

Naast de Fe/P-ratio kan ook P-totaalgehalte <20 mmol/kg (0,62 g/kg) als criterium worden gebruikt. Onder die grens geeft geen enkele bodem een hoge fosfaat-mobilisatie, daarboven is het effect wisselend (Geurts et al., 2010). Zowel de criteria voor de Fe/P-ratio als de totaal-P-gehalten worden bevestigd voor een brede range aan sedimenten die in BaggerNut is gebruikt (Poelen et al., 2011).

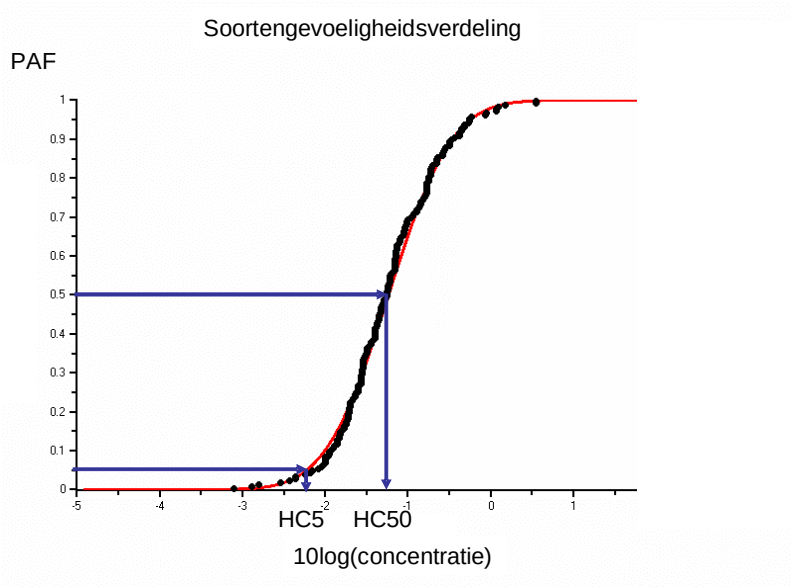
Deze aanvullende informatie indiceert dat de controle op de Fe/S ratio niet nodig is. Dit geldt overigens ook voor de ratio (Fe-S)/P, zoals voorgesteld in Van helder naar troebel (Jaarsma et al., 2008).

In recentere studies blijken metingen in poriewater als indicator van P-nalevering door de waterbodem in principe betrouwbaarder te zijn dan genoemde ratio's in totaalgehalten, maar de verschillen in betrouwbaarheid zijn niet heel groot.

In diverse KRW-innovatieprojecten wordt gewerkt aan diagnose en maatregelen met betrekking tot interne eutrofiering. De ontwikkelingen zijn te volgen via de Watermozaïek-site: www.watermozaiek.nl. Onder het kopje projecten staan daar de projecten BaggerNut, Bestrijding blauwalgenoverlast stadswateren, Droogval en Flexibel peilbeheer. Eerder zijn ook de KRW-innovatieprojecten De bodem bedekt en IJzersuppletie opgestart.

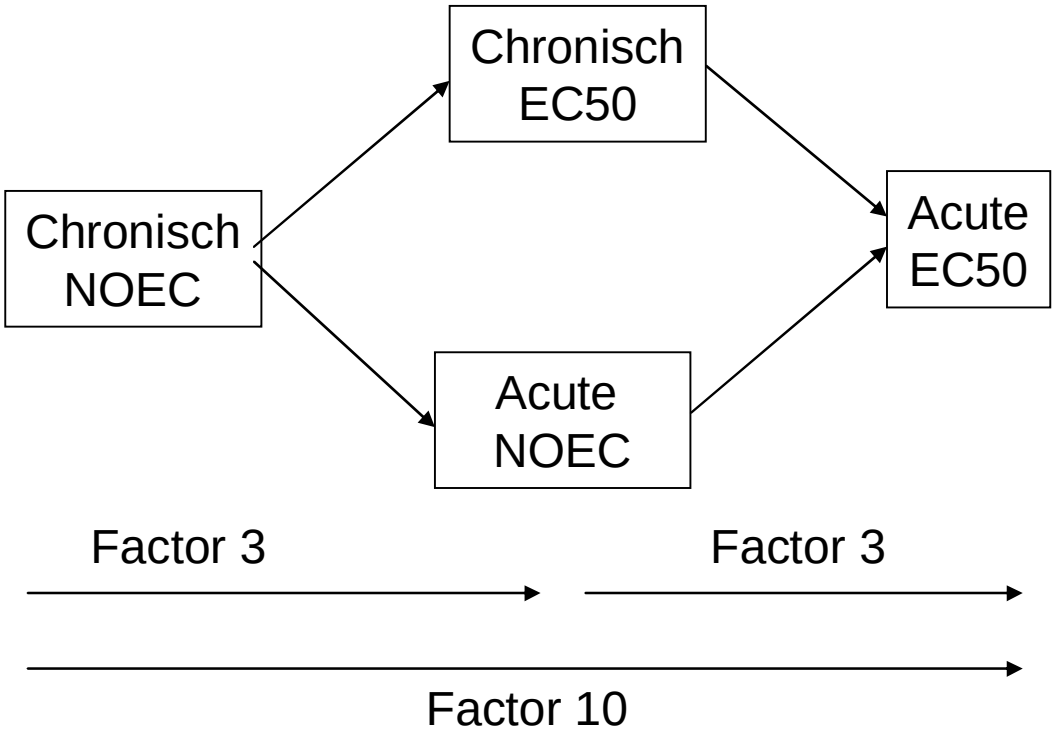
3.5 Effecten van de waterbodem op de KRW-maatlat macrofauna

De Hbw maakt gebruik van de msPAF-methodiek om de effecten van de waterbodem op de KRW-macrofaunamaatlat in te schatten. In bijlage K van de Hbw wordt de msPAF-methodiek toegelicht. Het principe is dat er een soortgevoeligheidverdeling (SSD, de afkorting voor Species Sensitivity Distribution) wordt gemaakt, die een relatie legt tussen stoffen en effecten (Figuur 3.10). De curve wordt beschreven door twee parameters, nl het gemiddelde: µ en de spreiding: σ.



Figuur 3.10 Een SSD-curve grafisch weergegeven.

Om tot een SSD te komen, moeten bij het verzamelen van de te gebruiken toxicteitsdata keuzes gemaakt worden ten aanzien van het effectniveau, de duur van het experiment en de (groep van) organismen. Er is in de Hbw gekozen voor een chronisch EC/LC_{50}-niveau, omdat dat het meeste recht doet aan de problematiek: in de waterbodem worden organismen chronisch blootgesteld en de Hbw is gericht op (curatieve) ingrepen. Dergelijke ingrepen worden alleen uitgevoerd als er echt een probleem is. De keuze voor een chronisch EC/LC_{50}-niveau heeft als nadeel dat er weinig directe data beschikbaar zijn. Er worden vooral chronische NOEC-testen en acute EC/LC_{50}-testen uitgevoerd. Er zijn wel grove verhoudingen bekend tussen de verschillende niveaus. Figuur 3.11 is te zien dat de chronische EC_{50}-waarden tussen de chronische NOEC en acute EC_{50}-waarden in zitten. Voor het verkrijgen van een SSD voor chronische EC/LC_{50} is voor de μ een geometrisch gemiddelde van log(chronische NOEC data) en de log(acute EC_{50}-data) genomen. De σ is per stofgroep berekend over de hele dataset (chronisch en acuut). Dat betekent dat bijvoorbeeld alle PAK's dezelfde σ hebben.



Figuur 3.11 Vuistregels voor de verhouding tussen de verschillende niveaus voor SSD-curves

De uiteindelijke kwaliteit van de SSD hangt natuurlijk af van het aantal en de kwaliteit van de gebruikte data. Voor de SSD-curves die zijn opgenomen in SEDIAS, is gebruik gemaakt van verschillende databases met toxiciteitsdata waarin de volgende data zijn opgenomen:
- KRW data (gepubliceerd in de *fact sheet*s);
- INS data;
- E-tox data;
- PAK data;
- Franse data.

Er is verschil tussen de kwaliteit van de data en daarom is geprioriteerd. KRW data hebben de hoogste prioriteit gekregen omdat ze streng zijn geselecteerd. De INS data en Franse data hebben 2^{e} prioriteit gekregen omdat ze zijn gecontroleerd, maar niet KRW-proof zijn. Deze data vormen wel een aanvulling op de KRW-data omdat ze meer stoffen bevatten. De E-tox data en de PAK data hebben 3^{e} prioriteit gekregen.

In een stappenplan zijn deze data
- gecontroleerd op dubbelingen en op juiste naamgeving van organismen,
- geprioriteerd op basis van de kwaliteit van de dataset (zie voorgaande tekst),
- gestandaardiseerd voor eenheden en detectiegrenzen en
- gelabeld als acuut/chronisch, NOEC/EC_{50}, KRW groep (macrofauna, vis, algen).

Details hierover zijn te vinden in Schep en v.d. Ende (2012).

In SEDIAS zijn 2 SSD-curves opgenomen:
1 Een SSD voor directe effecten op macrofauna.
  Hiervoor zijn uit de database alleen de macrofaunadata geselecteerd. Indien n=<10 was, is er geen nadere indeling in de PAF (Potentieel Aangetaste Fractie) voor alle soorten en de PAF voor macrofauna gemaakt.
2 Een SSD voor directe effecten op alle lagere organismen (incl. vis).

Hiervoor zijn uit de database alle data voor algen, macrofauna, vis en andere lagere organismen geselecteerd.

De laatste curve (alle lagere organismen) wordt in de Hbw formeel niet gebruikt, maar kan inzicht geven in de gevoeligheid van macrofauna ten opzichte van alle biologische kwaliteitselementen.

Nog enkele details over de SSD's:

- voor de BCF voor Hg is aangenomen dat organismen worden blootgesteld aan anorganisch kwik. In sediment is het meeste Hg namelijk anorganisch;
- Toxiciteitsdata voor endosulfan betreffen alfa + beta-endosulfan. Formeel is de norm alleen voor alfa-endosulfan;
- Cr(III) komt het meest voor in sediment (Graham and Bouwer, 2010), omdat Cr(VI) wordt gereduceerd. Er bleek in de ecotoxiciteitsdata echter niet zo veel verschil tussen Cr(III) en Cr(VI) te zitten. Dit wordt bevestigd in een recente studie van Vignati et al. (2010). Dit gaat in tegen de algemene opvatting dat Cr(VI) toxischer is van Cr(IIII). Voor hogere organismen en mensen geldt deze stelling zeker, maar voor aquatisch (lagere) organismen, wordt dat niet onderschreven door de data. Daarom zijn in SEDIAS alle chroomdata (Cr(III) en Cr(VI)) gebruikt voor het afleiden van de SSD.

Om van totaalgehalten in de waterbodem tot effecten op de KRW-maatlat te komen zijn, behalve de SSD die de opgeloste concentratie vertaalt naar een effectniveau (PAF), nog een aantal stappen nodig die ieder hun eigen complicaties kennen. Figuur 3.12 schetst de te volgen stappen. Het gemeten totaalgehalte in sediment wordt omgerekend naar poriewater met behulp van evenwichtspartitie.

Er wordt verondersteld dat ecologische effecten vooral gerelateerd zijn aan vrij opgeloste concentraties en dat gecomplexeerde metalen (DOC, anorganische complexen) minder beschikbaar zijn voor organismen. Daarom wordt de poriewaterconcentratie voor een aantal (bekende) metalen gecorrigeerd voor DOC-gebonden metalen. In eerste instantie worden hierbij de correctiefactoren gebruikt voor Cd, Cu en Zn, zoals die ook worden gebruikt bij de berekening van de PAF voor het verspreiden van bagger op het aangrenzende perceel (Osté et al., 2007). Deltares (pers. comm. Arjan Wijdeveld) heeft enkele speciatieberekeningen uitgevoerd voor aanvullende metalen met Charon. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 3.4. Voorgaande aanpak is echter een ruwe aanpak; het is eleganter om locatiespecifiek een speciatieberekening te maken, door gebruik te maken van specialistische methoden. De factor in Tabel 3.4 is ingevoerd in SEDIAS. Nog een stap verder is het gebruik van Bio Ligand Modellen (BLM; zie overzicht specialistische methoden).

Tabel 3.4 Berekening van de correctiefactor voor Ni en Pb.

Stof	totaal opgelost (mol/l)	vrij opgelost (mol/l)	Me-DOC (mol/l) bij 25 mg DOC/l	% vrij	Factor**
Ni	6,00E-04	3,07E-04	2,20E-04	51%	0,63
Pb	2,50E-04	2,84E-05	0,00E+00*	11%	0,34

** Pb is vooral anorganisch gecomplexeerd (PbOH is de belangrijkste).*

*** De factor wordt berekend door de fractie vrij opgelost te nemen plus 0,25 x de fractie gecomplexeerd (=1- fractie vrij opgelost).*

Voor organische contaminanten kan biobeschikbaarheid al worden meegenomen door via Tenax-extractie (bijlage F in de Hbw) verkregen 'beschikbare' gehalten in te voeren in plaats van totaalgehalten. Zodra de poriewaterconcentratie hieruit is berekend met evenwichtspartitie zijn beschikbaarheidscorrecties niet meer nodig.

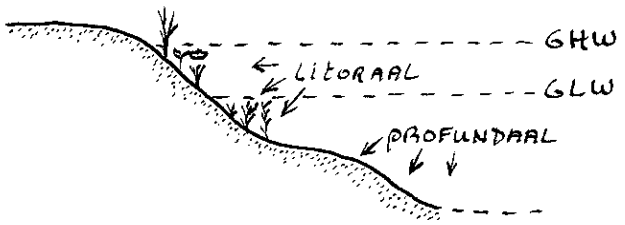
EKR Macrofauna
⇧
msPAF
⇧ optellen
PAF
⇧ SSD
Poriewaterconcentratie met biobeschikbaarheidscorrectie
⇧ DOC-correctie
poriewaterconcentratie
⇧ K_d
Totaalgehalte in sediment

Figuur 3.12 Stappen om te komen van totaalgehalten in sediment naar een EKR macrofauna

Op basis van de gecorrigeerde poriewaterconcentraties wordt per stof een PAF berekend. Er wordt niet gecorrigeerd voor (natuurlijke) achtergrondgehalten. Er is namelijk geen wetenschappelijke onderbouwing dat natuurlijke gehalten minder schadelijk zijn dan antropogeen toegevoegde gehalten.

De techniek van het optellen van individuele PAFs, eerst binnen de stofgroepen en vervolgens alle stofgroepen bij elkaar, is relatief standaard. In SEDIAS is echter gekozen voor het niet meetellen van stofgroepen die een msPAF<3% geven. Het argument daarvoor is dat de uiteinden (lage en hoge PAF-waarden) van de SSD-curves (zie Figuur 3.10) de grootste onzekerheid kennen. Het optellen van een serie lage PAF-waarden kan dan leiden tot een aanzienlijke msPAF, terwijl de onderbouwing daarvoor flinterdun is. Daarom is besloten deze onzekere msPAFs te negeren.

In de laatste stap van Figuur 3.12 wordt de stap gemaakt van msPAF naar de ecologische maatlat macrofauna. De maatlat macrofauna is gebaseerd op een ecologische veldinventarisatie, die doorgaans met een schepnet wordt uitgevoerd in de oeverzone (de litorale delen in Figuur 3.13), waar vegetatie en verschillende bodemmaterialen elkaar afwisselen. Er zijn echter geen studies beschikbaar die specifiek ingaan op het effect verontreinigende stoffen in de litorale waterbodem.Dat maakt dat de er geen directe relatie is tussen de maatlatscore macrofauna (in litorale waterbodems) en het effect van waterbodems op macrofauna in profundale delen van het watersysteem.



Figuur 3.13 Tekening waarin litorale en profundale delen van het sediment worden onderscheiden (GHW= Gemiddeld HoogWater; GLW= Gemiddeld LaagWater).

In een studie gericht op de grote rivieren concluderen De Lange et al. (2005) dat de grauwsluier aan sedimentverontreiniging in dit gebied heeft geleid tot een lagere diversiteit aan bodemorganismen. De bodemgemeenschap wordt gedomineerd door muggenlarven en wormen, terwijl in schone voedselrijke slibbodems ook mollusken, kreeftachtigen en haften voorkomen. De productie van muggenlarven en wormen lijkt door de huidige grauwsluier van sedimentverontreiniging niet negatief te worden beïnvloed; de productie van andere groepen, met name die van slakken, wel. De aanwezige voedselrijkdom lijkt negatieve effecten van sedimentverontreiniging op de productie van wormen en muggenlarven te maskeren.

Om dergelijke conclusies te kunnen trekken moeten de data goed onderzocht worden. De Zwart et al. (2006) hebben op basis van een grote database uit Ohio aangetoond dat de lokale dichtheid voor meer dan 50% van de bestudeerde taxa samenhangt met de factor 'toxische druk (msPAF). Om dit vast te stellen was het nodig om de data met statistische technieken te corrigeren voor een groot aantal andere omgevingsfactoren, zoals stromingssnelheid, waterdiepte, substraattype, etc.

Ook in Nederland is een grote database beschikbaar met meetpunten waar zowel een macrofauna-inventarisatie is uitgevoerd als de waterbodemkwaliteit is bepaald. Dit is veelal gebeurd in het kader van Nader onderzoeken waterbodems in het kader van de Wet bodembescherming in het Benedenrivierengebied. In 2008 is een Canoco-analyse uitgevoerd op deze dataset (Peeters et al., 2010b). In de hoofdstromen leverden 16 ecologische factoren en 9 contaminanten een significante bijdrage.(zie Tabel 3.5). De betrokken variabelen verklaren samen 27,3% van de variatie in de macrofaunasamenstelling. De netto bijdrage van de ecologische factoren is 16,7%, die van de contaminanten 5,6%. De resterende variatie, 5%, wordt verklaard door een combinatie van deze twee factoren.

Tabel 3.5 Ecologische factoren en contaminanten met significante bijdrage in de analyse van de macrofauna in de hoofdstromen (Peeters et al., 2010b).

Ecologisch factoren	Contaminanten
Korrelgrootte fractie's 63 en 210	Cadmium, Lood, zink, chromium,
•	arseen
% droge stof	Som 3 drins
% organische stof	Som 10 PAK
Diepte	Som PCB
Zand, slib, slib-zand, klei	Olie
pH	
Vaarweg-klasse	
Vaargeul-Haven	
Chloride 10 en 70 percentiel	
Getijdeslag	
Erosie	

In de Biesbosch leverden 9 ecologische factoren en 7 contaminanten een significante bijdrage (zie Tabel 3.6). De betrokken variabelen verklaarden samen 38,4% van de variatie in de macrofauna samenstelling. De netto bijdrage van de ecologische factoren hierin was 18,2%, die van de contaminanten 9,7%. De resterende variatie, 10,5%, wordt verklaard door een combinatie van deze twee factoren.

Tabel 3.6 Ecologische factoren en contaminanten met significante bijdrage in de analyse van de macrofauna in de Biesbosch (Peeters et al., 2010b).

Ecologisch factoren	Contaminanten
Korrelgrootte fractie 2•	Cadmium, Nikkel, chromium
Diepte	Som 3 drins
pH	b-HCH
Vaarweg-klasse	Som PCB
Vaargeul-Haven	Olie
Chloride 10 en 70 percentiel	
Getijdeslag	
Erosie	

Op basis van bovenstaande analyses zijn maatlatten ontwikkeld voor het R8 rivierengebied, die bestaan uit een deelmaatlat algemene verstoring en een deelmaatlat sedimentverontreiniging. In de deelmaatlat sedimentverontreiniging hebben alle taxa een score gekregen die aangeeft of ze gevoelig, indifferent of ongevoelig zijn voor verontreinigingen.

Na deze basisstudie van Peeters et al. (2010a&b) is in de afgelopen jaren gewerkt aan verfijning van de methode door de msPAF (toxische druk) als sturende parameter te gebruiken in plaats van individuele verontreinigingen (Reeze et al., 2010; Posthuma et al., 2011, Postma et al., 2011). Dit heeft geresulteerd in een maatlat die qua opzet gelijk is gebleven aan de maatlat van Peeters et al (2010a), maar de indicatiewaarde van de soorten is aangepast. Met andere woorden: de aantallen en soorten in de veldinventarisatie worden iets andere gewaardeerd om tot een EKR sedimentverontreiniging te komen.

Met de studie in het benedenrivierengebied is de relatie tussen toxische stoffen en effecten op de ecologie beter onderbouwd en is ook onderbouwd dat de msPAF gebruikt kan worden als indicator voor effecten op macrofauna. Het is aannemelijk dat deze relatie breder toepasbaar is dan alleen in het Benedenrivierengebied. In de Handreiking beoordelen waterbodems worden msPAF-grenswaarden van 20% en 50% gehanteerd om in de praktijk de verontreinigingsgraad van sedimenten te beoordelen, gebaseerd op het chronische EC50-niveau (zie bijlage K van de Hbw). Uit de uitgevoerde analyses blijkt, dat de gekozen grenswaarden van 20% en 50% representatief zijn voor een verschillende mate van toxische effecten in het veld (Posthuma et al., 2011). Dit lijkt een open deur, maar er is veel discussie over wat een PAF-percentage nu in het veld zegt. Het zou bijvoorbeeld kunnen dat gebruikte grenswaarden geen meetbare effecten in het veld geven.

Bij gebrek aan velddata voor andere watertypen wordt aangenomen dat de gekozen grenswaarden van 20% en 50% ook in andere systemen een geschikte indicator zijn van veldeffecten als gevolg van toxische stoffen.

3.6 Normen ter bescherming van de mens

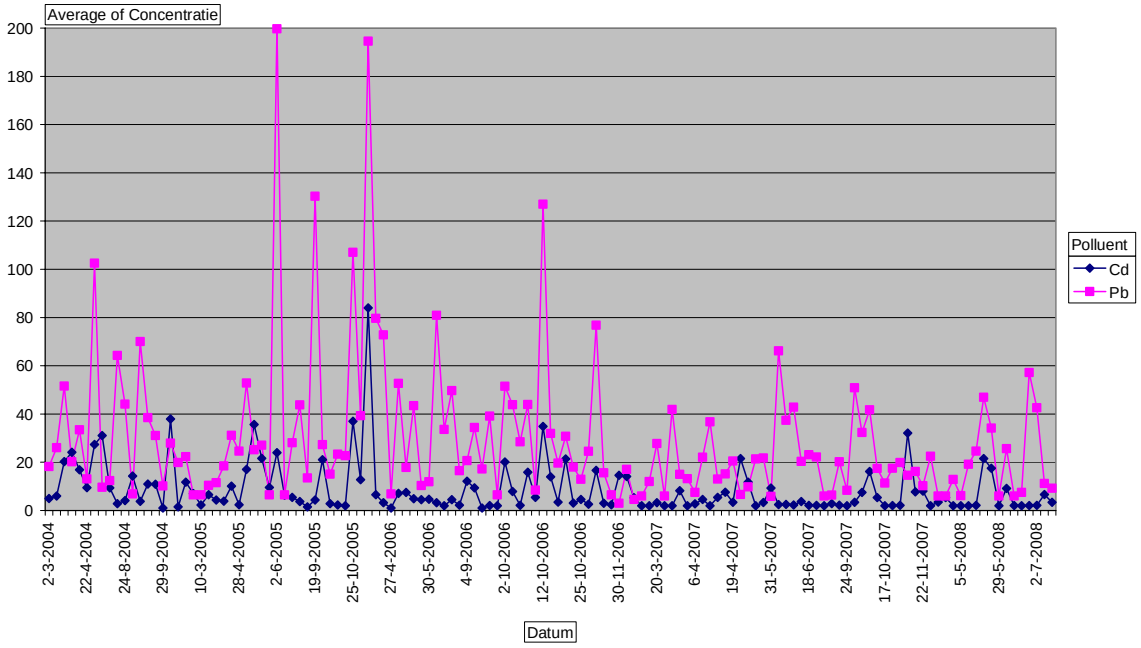
EU consumptienormen
Humane risico's door consumptie van vis kunnen vooral worden veroorzaakt door dioxines en andere stoffen met een dioxineachtige werking (PCB's en furanen). In Nederland kan een grove verdeling worden gemaakt tussen paling (aal) afkomstig uit de grote rivieren en paling uit regionale wateren en het IJsselmeer. Paling uit regionale wateren en uit het IJsselmeer voldoet vaak aan de consumptienorm, paling uit de grote rivieren vaak niet. Sinds 1 april

2011 is een (tijdelijk) vangstverbod op aal en wolhandkrab van kracht in de blauwgekleurde wateren in Figuur 3.14.

Figuur 3.14 Gebieden waar een vangstverbod voor aal en wolhandkrab van kracht is (blauw gekleurd).

Het vangstverbod is ingesteld omdat de door de EU gestelde norm voor dioxineachtige stoffen (ver) overschreden werd (EC, 2006). Het werd niet haalbaar geacht om op korte termijn aan deze norm te voldoen. Inzet van het EU-beleid rond dioxines is om de huidige blootstelling van de consument verder te verlagen. Daartoe zijn productnormen afgeleid die zo dicht mogelijk tegen de huidige achtergrondgehaltes aanliggen, zodat de consument zo goed mogelijk wordt beschermd (Hoogenboom et al., 2007). In met dioxine belaste gebieden, zoals de grote rivieren in Nederland, blijken de gehalten in vette vis al snel een forse bijdrage te leveren aan de totale inname van dioxines door de mens.

Voor Hg ligt de concentratie in Nederlandse aal ruimschoots onder de productnorm van 1 mg/kg versgewicht. Pb en Cd worden in aal in Nederland nauwelijks gemeten. Pb en Cd zijn wel gerapporteerd door Van der Lee et al. (2009). Alle gerapporteerde Pb-concentraties lagen onder de detectiegrens (<50 µg/kg), hetgeen ruim onder de productnorm van 300 µg/kg is. Het Vlaamse vismeetnet (http://visapp.milieuinfo.be/pages/login.do, zie Figuur 3.15) toont hogere concentraties, maar sinds 2002 liggen alle metingen onder 200 µg/kg. Voor Cd in Nederlandse aal is de hoogst gemeten concentratie gerapporteerd door Van der Lee et al. (2009) 86 µg/kg voor kleine aal in de Maas bij Eijsden. Ook die ligt nog onder de norm van 100 µg/kg. In Vlaanderen is in 2005 een vergelijkbare uitschieter gevonden van 85 µg/kg, maar verder liggen de gehalten ruim onder de norm.



Figuur 3.15 Cd- en Pb-gehalten in paling op diverse locaties (bron: http://visapp.milieuinfo.be/pages/login.do)

Op basis van bovenstaande informatie is het de verwachting dat de productnormen voor aal niet worden overschreden. Daarom zal paragraaf 3.8 in de Hbw praktisch niet gebruikt hoeven te worden.

Route visconsumptie SediSoil

In de Handleiding SediSoil is veel achtergrondinformatie te vinden over de aannames en berekeningen in SediSoil. Voor dit achtergronddocument zijn de hoogst gemeten concentraties van de gangbare verontreinigende stoffen doorgerekend met SediSoil voor het scenario 'visconsumptie van aal'. Tabel 3.7 toont de hoogst gemeten waarden na 2000 (altijd gebaseerd op een mengsel van 25 alen; Van der Lee et al., 2009) en de door SediSoil berekende blootstelling ten opzichte van het MTR. Alleen PCB153 geeft een overschrijding (blootstelling/MTR >1), maar deze stof heeft een sterke correlatie met dioxines. Omdat in de gebieden die zijn verontreinigd met dioxines een vangstverbod geldt, is er indirect ook een beperking ingesteld op PCB-gehalten in aal. De hoogste concentratie, zoals gebruikt in Tabel 3.7 mag niet verhandeld worden. In de overige situaties blijft het dus zaak om voor visconsumptie vooral de risico's van PCBs en dioxines in kaart te brengen.

Tabel 3.7 Berekende blootstelling door SediSoil uitgaande van de hoogst gemeten waarden in de Nederlandse wateren tussen 2004 en 2008 (gele cel indiceert een overschrijding).

	hoogste waarde in vis (metingen in periode 2004-2008)	eenheid	blootstelling/ MTR cf SediSoil
Arseen	0,62	mg/kg versgewicht	4,58E-02
Cadmium	0,086	mg/kg versgewicht	1,27E-02
Kwik (anorg)			-
Methylkwik	0,34	mg/kg versgewicht	1,26E-02

Lood	<0,05	mg/kg versgewicht	1,03E-03
Selenium	0,5	mg/kg versgewicht	-
Zink	20	mg/kg versgewicht	2,96E-03
2,2',4,4',5,5'-hexachloorbifenyl (PCB 153)	1600	ug/kg versgewicht	1,31E+00
Pentachloorbenzeen	54	ug/kg versgewicht	7,98E-03
Hexachloorbenzeen	37	ug/kg versgewicht	1,71E-02
Additiviteit risico: Chloorbenzenen	<10	ug/kg versgewicht	**2,51E-02**
som 2,4'- en 4,4'-DDD	80	ug/kg versgewicht	1,18E-02
som 2,4'- en 4,4'-DDE	100	ug/kg versgewicht	1,48E-02
som 2,4'- en 4,4'-DDT	26	ug/kg versgewicht	3,84E-03
Additiviteit risico: DDD/DDE/DDT			**3,04E-02**
Aldrin	12	ug/kg versgewicht	8,87E-03
Dieldrin	40	ug/kg versgewicht	2,96E-02
Endrin	<25	ug/kg versgewicht	9,23E-03
Additiviteit risico: Drins			**4,77E-02**
alfa-Hexachloorcyclohexaan*	58	ug/kg versgewicht	4,28E-03
beta-Hexachloorcyclohexaan*	47	ug/kg versgewicht	1,74E-01
gamma-Hexachloorcyclohexaan (Lindaan)*	51	ug/kg versgewicht	9,42E-02
Additiviteit risico: HCH's			**2,72E-01**
Chloordaan	1,7	ug/kg versgewicht	2,51E-04
Heptachloor	0,9	ug/kg versgewicht	2,22E-04
Heptachloorepoxide	4,8	ug/kg versgewicht	8,87E-04

*Sterk verontreinigde bodem in het Twentekanaal, overige data <20

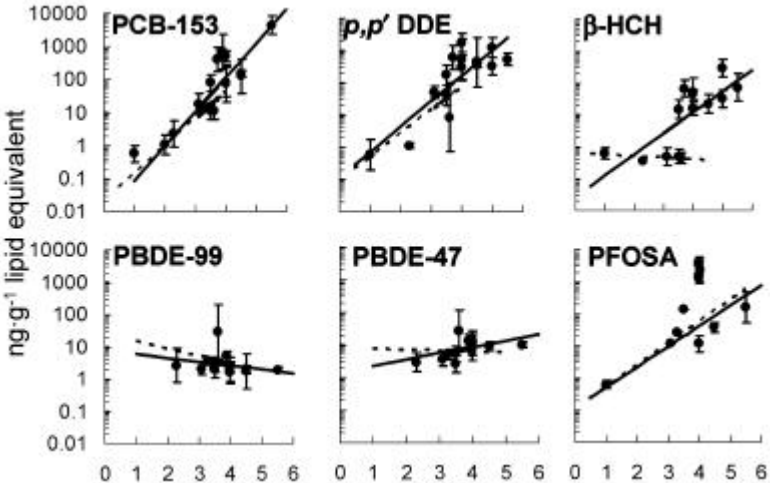
3.7 Natuurdoelen

In principe zouden de KRW-normen en -maatlatten ook voldoende bescherming moeten bieden voor natuurdoelen. Indien er problemen zijn met natuurdoelen richt de Hbw zich vooral op doorvergiftiging vanuit de waterbodem naar hogere organismen. Effecten via voedsel wordt ook door Dionisio en Tsevena (2009) als belangrijkste route genoemd. Bioaccumulatie speelt een rol bij de afleiding van chemische normen in de KRW, maar die rol is beperkt. In de meest recente Draft Technical guidance for deriving environmental quality standards (EC, 2011) moet voor apolaire stoffen een biotanorm worden afgeleid, die onder bepaalde voorwaarden terugvertaald mag worden naar een waternorm. Vervolgens geldt de laagste (strengste) van de twee normen. Dionisio en Tsevena (2009) constateren dat de hoeveelheid toxiciteitsdata in hogere organismen zeer beperkt is. Zij adviseren daarom om meer data te genereren.

Korsman et al. (2011) hebben van 55 stoffen de gehalten verzameld in hogere soorten zoals vogels, zoogdieren en visetende vissen in Nederland. Om te beoordelen of deze gehalten ook daadwerkelijk effecten kunnen veroorzaken in hogere organismen zijn, via een drietal methoden, kritische concentraties in vogels en zoogdieren ($C_{kritisch\ vogel/zoogdier}$) uitgerekend, uitgaande van de geldende waternormen en kritische concentraties in voedsel. Deze kritische concentraties zijn vergeleken met de door Korsman et al. (2011) gemeten gehalten in hogere organismen. Voor 14 stoffen komen in deze vergelijking overschrijdingen naar voren van één of meerdere afgeleide kritische concentraties in vogels en zoogdieren.

Doorgaans wordt bioaccumulatie beschreven met behulp van bioconcentratiefactoren (BCF), bioaccumulatiefactoren (BAF) biota-sedimentaccumulatiefactoren (BSAF) of biomagnificatiefactoren (BMF). Voor de berekening van deze factoren wordt het gehalte in een organisme gedeeld door respectievelijk het gehalte in water, bodem, sediment of voedsel, meestal bepaald onder laboratoriumomstandigheden.

Recent wordt getracht om niveaus van verontreinigingen te bepalen in organismen van verschillende trofische niveaus in een bepaald gebied. Kelly et al. (2008) toont in arctisch milieu een stijgende lijn van lage naar hoge trofische niveaus (Figuur 3.16). De hoogste trofische magnificatiefactoren (TMF) worden gevonden voor stoffen met een log K_{ow} tussen de 5 en 7.



Figuur 3.16 Concentraties van verschillende organische verontreinigingen in het vet van organismen van verschillen de trofische niveaus. Op de x-as staat het trofische niveau. Overgenomen uit Kelly et al. (2008).

Het voordeel van TMFs is dat er veldgegevens worden gebruikt van meerdere trofische niveaus. Dat levert een breder beeld op dan enkele BCFs, BSAFs, etc. In principe is een TMF wel gelimiteerd tot het ecosysteem waarin gemeten is. Het zou kunnen dat in de toekomst, na meer onderzoek, blijkt dat TMFs voor bepaalde stoffen slechts binnen een beperkte bandbreedte variëren.

4 Referenties

Andersson, G., Graneli, W. Stenson, J., 1988. The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems. Hydrobiologia, 179, 276-284.

Bierkens, M.F.P., 1994 Complex confining layers: a stochastic analysis of hydraulic properties at various scales. Netherlands Geographical Studies 184, Utrecht University, 263 pp.

Boers, P. & J. Uunk (1990) Methode voor het schatten van de nalevering van fosfaat door de waterbodem na vermindering van de externe belasting. Lelystad, Nota Rijkswaterstaat, Dienst Binnenwateren / RIZA nr. 90.032.

Brand E, Otte PF, Lijzen JPA, 2007. CSOIL 2000 een blootstellingsmodel voor humane risicobeoordeling van bodemverontreiniging. Een modelbeschrijving. RIVM rapport 711701054

Breukelaar, A.W., E.H.R.R. Lammens, J.G.P. Klein Breteler, I. Tatrai, 1994. Freshwater Biology 32, 113-121.

De Lange, H.J., J. de Jonge, E.T.H.M. Peeters, 2005. Draagkracht in het rivierengebied voor vogels en vissen Productie van macrofauna in relatie tot sedimentverontreiniging en voedsel. RIZA rapport 2005.002, AKWA rapport 05.004, ISBN 9036957117.

De Lange H.J., C.C.F. De Wit, J. Harmsen & A.A. Koelmans, 2006. Nalevering van verontreinigende stoffen uit waterbodems, deelrapport A. Een literatuurstudie naar processen; Alterra-rapport 1404.

Deltares, 2010. Toelichting op de SEDImentASsistent (SEDIAS). Bij download van SEDIAS

De Zwart D, Dyer SD, Posthuma L, Hawkins CP. 2006. Use of predictive models to attribute potential effects of mixture toxicity and habitat alteration on the biological condition of fish assemblages. Ecological Applications 16(4):1295- 1310.

Dionisio Pires, M. en V. Tzeneva, 2009. Beschermen Waterwetnormen voor microverontreinigingen Natura2000 soorten? Een verkenning. Deltares rapport.

EC, 2006. Verordening (EG) nr. 199/2006 van de Commissie van 3 februari 2006 tot wijziging van Verordening (EG) nr. 466/2001 tot vaststelling van maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen, wat betreft dioxinen en dioxine-achtige PCB's.

EC, 2011. Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Final version 8.0 for formatting.

Eelkema, M., 2006. Verspreidingsrisico's door Waterbodemdynamiek. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. AKWA-werkdocumentnummer W06.004.

Faessen, 1992. Geciteerd in: Pieterse et al., 1998. Simulatie van de Regionale Hydrologie in het Stroomgebied van de Dommel. Faculty of Geographical Sciences, Utrecht.

Geurts J.J.M., Smolders A.J.P., Banach A.M., Van de Graaf J.P.M., Roelofs J.G.M., Lamers L.P.M., 2010. The interaction between decomposition, net N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. Water Research 40: 3487-3495.

Geurts J.J.M., 2010. Restoration of fens and peat lakes: a biogeochemical approach. Ph.D. Thesis, Radboud University, Nijmegen, 170 pp.

Graham, A.M. and E.J. Bouwer, 2010. Rates of hexavalent Chromium reduction in anoxic estuarine sediments: pH effect and the role of acid volatile sulfides. Environ.Sci.Technol. 2010, 44, 136-142.

Harezlak, V. en L. Osté, 2011. Technische handleiding SediSoil. Deltares-rapport 1202337-004-BGS-0025. Bij download van SediSoil.

Hoogenboom, L.A.P. et al., 2007. Onderzoek naar dioxines, dioxineachtige PCB's en indicator-PCB's in paling uit de Nederlandse binnenwateren. RIKILT rapport 2007.003.

ICBR, 2009. Sediment Management Plan Rijn. Internationale Commissie ter bescherming van de Rijn, Koblenz.

Jaarsma et al., 2008. Van helder naar troebel. Stowa-rapport 2008-04

Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Thesis Wageningen University.

Kandiah, A. 1974. Fundamental aspects of surface erosion of cohesive soils. PhD-thesis, University of California, 1974.

Kelly, B.C. et al., 2009. Perfluoroalkyl Contaminants in an Arctic Marine Food Web: Trophic Magnification and Wildlife Exposure Environ. Sci. Technol. 2009, 43, 4037–4043

Koelmans, A.A.; Poot, A.; Lange, H.J. de; Velzeboer, I.; Harmsen, J.; Noort, P.C.M. van, 2010. Estimation of In Situ Sediment-to-Water Fluxes of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Polychlorobiphenyls and Polybrominated Diphenylethers. Environ. Sci. Technol. 2010, 44, 3014–3020.

Korsman, J.C., J.P.M. Vink en A.J. Hendriks, 2011. Bioaccumulerende stoffen in Nederlandse aquatische voedselketens Knelpuntanalyse van ecosystemen, normering en beleid. Deltares rapport.

Lamers, L. (red.), Jeroen Geurts, Babette Bontes, Judith Sarneel, Hein Pijnappel, Harry Boonstra, Jos Schouwenaars, Marcel Klinge, Jos Verhoeven, Bas Ibelings, Ellen van Donk, Wilco Verberk, Bram Kuijper, Hans Esselink, Jan Roelofs, 2006. Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren *Eindrapportage 2003-2006.* Rapport DK nr. 2006/057-O. Ministerie van LNV, Directie Kennis, Ede.

Lougheed, V.L., B. Crosbie, and P. Chow-Fraser, 1998. Predictions on the effect of common carp (Cyprinus carpio) exclusion on water quality, zooplankton, and submergent macrophytes in a Great Lakes wetland. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 1189–1197.

Meijer, M.L., M.W. de Haan, A.W. Breukelaar, H. Buitenveld, 1990. Hydrobiologia 200/201: 303-315.

Mesman M., T. Schouten, M. Rutgers, 2011. Handreiking Triade 2011: Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in Stap 3 van het Saneringscriterium. RIVM rapport 607711003, Bilthoven.

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2010. Handreiking Beoordelen waterbodems. Min. I&M, Den Haag.

Oosterhout, F. van en M. Lurling, 2010. Eutrofiëringcontrole met Flock & Lock. H_2O 2010, nr.19, p.23-25.

Osté, A, N. Jaarsma, F. van Oosterhout (2010). Een heldere kijk op diepe plassen. Kennisdocument diepe meren en plassen. STOWA-rapport 2010-38.

Osté, L.A., A. Wintersen, E.V. ten Kate en L. Posthuma, 2007. Nieuwe normen waterbodems. RWS-Waterdienst rapport 2008.002; RIVM-rapport 711701064.

Osté, L.A., 2010. De CaCl2-extractie toegepast op 10 locaties in de Waal. Rapport, Deltares, Delft.

Otte P.F., Zijp M.C., Kovar K., Lijzen J.P.A., Swartjes F.A., Verschoor A.J., 2007. A tiered procedure to assess risk due to contaminant migration in groundwater. RIVM rapport 711701056

Peeters, E.T.H.M., H.J. de Lange, M.A.A. de la Haye & A.J.G. Reeze, 2010a. KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8). Hoofdrapport. Grontmij. Rapport-nummer: 228629-1.

Peeters, E.T.H.M., H.J. de Lange, M.A.A. de la Haye, H.A. Rutjes & L.M. Janmaat, 2010b. Achtergrondrapport KRW-maatlat macrofauna R8. Bewerking en analyse data. Grontmij Rapportnummer: 228629-2

Poelen M. et al., 2011. Tussenrapportage MIND-BaggerNut. Be-Ware, Nijmegen.

Postma, J en B. Reeze, 2011. Optimalisatie macrofauna maatlat R8. Heranalyse met msPAF als somparameter en herziene lijst indicatorwaarden. Ecofide rapport.

Posthuma, L, D. de Zwart, J. Postma, A.J.G. Reeze, 2011. KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8) – nadere analyses. RIVM briefrapport 607080001/2011, Bilthoven.

Reeze, A.J.G., J. Postma, E.T.H.M. Peeters, R.J. Hoijtink, W.J.J. de Bruijne en R. Keijzers (2010). Vervolgwerkzaamheden KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8). ARCADIS, Apeldoorn. In opdracht van Deltares. 11 februari 2010.

Römkens, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, R.P.J.J. Rietra, J.E. Groenenberg & W. de Vries, 2007. Onderbouwing LAC2006-waarden en overzicht van bodem-plant relaties ten behoeve van de Risicotoolbox; een overzicht van gebruikte data en toegepaste methoden. Alterra-rapport 1442.

Schep, S., en. F. van den Ende, 2012. Stappenplan voor het afleiden van SSD-curves voor KRW biologische kwaliteitselementen. Witteveen+Bos-rapport, Deventer.

Schipper C., F. Smedes, J.P.M. Vink et al., 2008. Nalevering van stoffen vanuit de waterbodem naar oppervlaktewater. Deltares rapport.

Schmidt C.A., et al.,2002. Achtergronddocument in het kader van Richtlijn Nader Onderzoek Verontreinigde Waterbodems. AKWA rapport nr. 02.005

Stortelder P.B.M., Van der Gaag M.A., Van der Kooy L.A., 1989. Perspectives for water organisms (part 1 and 2). Lelystad, The Netherlands: The Netherlands: Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA). SBW/RIZA Nota no. 89.016a+b.

Stuurgroep Grote Veenderplas, 2009. Herinrichting Grote Veenderplas Toepassing van grond, bagger en adviezen van de Commissie Verheijen. DHV-rapport MD-BO20092222.

Ten Hulscher, D.T. en P.C.M. van Noort, 2006. Handleiding voor gebruik en interpretatie van beschikbaarheidsmetingen bij het beoordelen van waterbodemverontreiniging. RIZA rapport 2006.030 AKWA-rapport 06.002

Van Dam, O., et al., 2007. Handboek hydromorfologie. RWS-WD-rapportnummer WD2007.006.

Van der Heijdt et al., 2000, Beoordeling van actuele risico's van verspreiding naar oppervlaktewater. Achtergronddocument bij de Richtlijn Nader Onderzoek van verontreinigde waterbodems. RIZA werkdocument 2000.100X

Van Kessel, T., D.J. Bakker, K. Sloff, 2009. De invloed van waterbodems op de waterkwaliteit. Deltares-rapport.

Van den Berg, G.A. & Zwolsman, J.J.G., 2000. Nieuwe methode voor bepaling van achtergrondconcentraties voor zware metalen in water. RIZA Werkdocument 99.200X.

Van der Hoek, W., 2003. Gewässerstrukturgütekartierung in Twente H2O 36, 8: p.25 – 28.

Van der Lee, M.K., W.A. Traag, M. Hoek - van Nieuwenhuizen, M.J.J. Kotterman en L.A.P. Hoogenboom, 2009. Verontreiniging rode aal Nederlandse binnenwateren. Monitoring voor sportvisserij 2004 – 2008. Rikilt rapport 2009.011

Van Noort, P.C.M., J.J.H. Haftka, J.R. Parsons, 2010. Updated Abraham Solvation Parameters for Polychlorinated Biphenyls. *Environ. Sci. Technol.* **2010,** *44,* 7037–7042.

Van Noort, 2010. Verbeterde schatting van log K_{oc}, BCF en log K_{ow} waarden voor SediSoil stoffen. Deltares rapport.

Verbruggen E.M.J., R. Posthumus, A.P. van Wezel, 2001 Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. RIVM Rapport 711701020.

Verruijt, A., 1970. Theory of Groundwater Flow, © 1970 MacMillan, London.

Vignati, D.A.L., J. Dominik, M.L. Beye, M. Pettine, B.J.D. Ferrari, Chromium(VI) is more toxic than chromium(III) to freshwater algae: A paradigm to revise?, Ecotoxicology and Environmental Safety, 73/5 (2010) 743-749.

Vink, J.P.M. en De Weert, J, 2009. Verdelingscoëfficiënten van zware metalen in aquatische systemen. Deltares rapport.

Winterwerp, J.C., 2006. On the sedimentation rate of cohesive sediment. In: Maa, J.P.-Y., Sanford, L.P., Schoelhammer, D.H. (Eds.), Estuarine and Coastal Fine Sediment Dynamics, Elsevier, Amsterdam. 466 pp.

Winterwerp, J.C., W.G.M van Kesteren, B. van Prooijen, W. Jacobs, submitted. A conceptual framework for shear-flow induced erosion of soft cohesive sediment beds.

Deel B: Fact sheets specialistische methoden.

In de Hbw wordt regelmatig verwezen naar specialistische methoden. In de gele tekstblokken wordt vooral verwezen naar betere meettechnieken of geavanceerdere modellen. In deel B van dit achtergronddocument wordt aan de hand van deze tekstblokken concrete invulling gegeven aan specialistische methoden. Per methode zal een *fact sheet* worden gegeven met de belangrijkste kenmerken, ervaringen etc. van de betreffende methode.

Dit is niet de eerste inventarisatie van technieken. Er is dankbaar gebruik gemaakt van bijvoorbeeld:

- Cornelissen, G. en G.E. Kamerling, 2003. Wat anders, Deel II: Meting van vrij-opgeloste gehaltes organische verbindingen en zware metalen. Beschrijving, beperkingen en perspectief van bepalingsmethodes.
- De Lange H.J., C.C.F. De Wit, J. Harmsen & A.A. Koelmans, 2006. Nalevering van verontreinigende stoffen uit waterbodems, deelrapport B. Beoordelingsstrategie om nalevering te meten; Alterra-rapport 1405
- Arcadis, 2009. Overzicht indicatoren fosfaat nalevering vanuit de waterbodem. Arcadisrapport C01012.200064/SD

Dit rapport onderscheidt zich in twee opzichten van bovengenoemde inventarisaties. Ten eerste is er een overzicht gemaakt alle aspecten die in de Hbw voorkomen, bijvoorbeeld methoden voor poriewatermetingen, maar ook ecologische methoden. Ten tweede is er een selectie gemaakt in methodieken die daadwerkelijk op locatie kunnen worden toegepast. De niet-geselecteerde technieken zijn genoemd in de overzichtstabellen, maar in de kolom opmerkingen is dan ‘geen *fact sheet*’ vermeld.

***Fact sheet*s Methoden voor de bepaling van stofconcentraties in poriewater:**

Nr.	Naam	Stofgroep	opmerkingen
P1	Rhizon-samplers	Metalen, P	
P2	Centrifuge	Metalen, P	
P3	Extractie met 0,01 M $CaCl_2$	Metalen m.u.v. Hg, evt. P	
P4	DMT (Donnan Membrane Techniek)	Metalen	
P6	DGT (Diffusive Gradients in Thin Films)	Metalen	
P5	DET (Diffuse Equilibrium in Thin Films)	Metalen, Org, verb	
P7	Chelexkolom	Metalen	
P8	ISE (Ion selectieve electrode)	Metalen	
P9	Microelectrode	Diversen	
P10	Extractie met siliconenrubber	Org. verb.	
P11	Solid phase extractie met polyoxymethyleen (POM-SPE)	Org. verb.	
	SPMD (Semi-Permeable Membrane Devices)	Org. verb.	Geen *fact sheet*
	SPME (Solid Phase Micro Extraction)	Org. verb.	Geen *fact sheet*
	Silica disk	Org. verb.	Geen *fact sheet*
P12	Empore disk	Org. verb.	
	C18 membrane disk	Org. verb.	Geen *fact sheet*
	SBSE (Stirr-Bar Sorptive Extraction)	Org. verb.	Geen *fact sheet*

	Chromatografie	Org. verb.	Geen *fact sheet*
	Complexatie/flocculatie	Org. verb.	Geen *fact sheet*
	Cosolventmethode	Org. verb.	Geen *fact sheet*
	andere voltammetrische en electrochemische methoden	Metalen	Geen *fact sheet*
P13	Model PHREEQC	Metalen, P, Org	
P14	Model CHARON	Metalen, P, Org	
P15	Model ORCHESTRA	Metalen, P, Org	

***Fact sheet*s Methoden voor de bepaling van de flux van opgeloste stoffen:**

Nr.	Naam	stofgroep	opmerkingen
F1	Sedimentklok/Benthic Chamber	Metalen, Org, Nutriënten	
F2	Cilinders/enclosures	Metalen, P, Org.	
F3	SOFIE	Metalen, P, Org.	
F4	Statisch kolomexperiment	Metalen, P	
F5	Dynamisch kolomexperiment	Metalen, P	
F6	Model PC Lake	P	
F7	Model Delft-3D-ECO	P	
F8	Model BIOCHEM	Metalen, P	Vooral oever
F9	Bepaling kwel	Metalen, P, Org.	

***Fact sheet*s Extractietechnieken voor beschikbare fracties**

Nr.	Naam	Stofgroep	opmerkingen
	Extractie met Tenax	Org. verb.	Protocol in bijlage F van de Hbw
E1	SEM/AVS (Simultaneously Extracted Metals/Volatile Sulfide)	Metalen m.u.v. Cr	
	Sequentiële extractie volgens Tessier et al.	Metalen	Geen *fact sheet*
	Sequentiële extractie volgens BCR	Metalen	Geen *fact sheet*
	Persulfaatoxidatie	PAK	Geen *fact sheet*
	Extractie met azijnzuur	PAK	Geen *fact sheet*
	Extractie met butanol	Org. verb.	Geen *fact sheet*
	Extractie met tetrahydrofuran	Org. verb.	Geen *fact sheet*
	Extractie met 0,43 N HNO_3	Metalen	Geen *fact sheet*
	Extractie met 1 M HCl	Metalen	Geen *fact sheet*
E3	Seq.extractie cf (Golterman, 1996)	P	
E4	Seq. P-extractie (SEDEX).	P	
E2	Seq. P-extractie cf Psenner	P	
	Olsen-extractie	P	Geen *fact sheet*
E5	Ammoniumoxalaat/oxaalzuur-extractie of Ammoiniumlactaat/acetaat-extractie	P	
E6	Sorptie met P-oplossing	P	

***Fact sheet*s Methoden voor het bepalen van erosie, resuspensie en zwevende stof**

Nr.	Naam	Stofgroep	opmerkingen
S1	Doorstroomcentrifuge	Vnl Org, verb. P	
S2	Sedimentval	Vnl Org, verb. P	
S3	Experimenteel bepalen resuspensie parameters	Vnl Org, verb. P	
S4	Model Bretpro	Vnl Org, verb. P	
S5	Model Delft-3D, modules FLOW, WAVE (SWAN), SED	Vnl Org, verb. P	

***Fact sheet*s Methoden voor het bepalen van het effect van een verontreinigde waterbodem op de grondwaterkwaliteit**

Nr.	Naam		
G1	Model Modflow/MT3D		Verzadigde zone
G2	Model HYDRUS		Onverzadigde zone

***Fact sheet*s Methoden voor het bepalen van het effect van een verontreinigde waterbodem op biologie (accumulatie, directe effecten (macrofauna), humaan)**

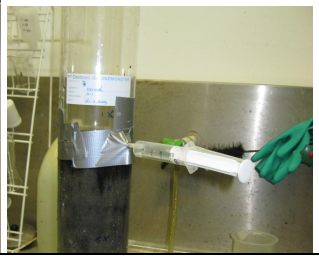
Nr.	Naam	Stofgroep	opmerkingen
B1	TRIADE	Alle	
B2	Biotic Ligand Model	Metalen	
B3	Model OMEGA123 (directe effecten)	Alle	
B4	Model OMEGA45 (bioaccumulatie en doorvergiftiging)	accumulerende	
	Sediment Toxicity Profiling	Alle	Geen *fact sheet*
	Bioanalyse	Alle	Geen *fact sheet*
B5	Nematoden veld assay	Alle	
	SETL-epifauna inventarisatie	Alle	Geen *fact sheet*
	Scremotox (model voor de Noordzee)	?	Geen *fact sheet*
B6	Biotametingen	Accumulerende	Kan evt. ook in lab
B7	Algenbioassays	Nutriënten	

De volgende tabel toont een standaard fact sheet, waarin korte algemene uitleg is gegeven.

Doel	Formulering doel van de methode
Categorie	☐ Meet/bemonsteringsinstrument ☐ Analysetechniek ☐ computermodel ☐ conceptuele aanpak (bijv. met rekenregels) ☐ ……..
Korte technische beschrijving	Beschrijving van het principe in enkele regels
Achtergrondinfo	Vermelding van referenties (geen centrale referentielijst opgenomen).
Stoffen	Bijv: Metalen, organische verontreinigingen, nutriënten
Benodigde apparatuur	Opsomming van de appatuur die nodig is om de methode te kunnen uitvoeren en interpreteren.
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Kwalitatieve beschrijving van de ervaring tot nu toe en de punten die cruciaal zijn voor de betrouwbaarheid, etc.
Inzetbaarheid **nu**:	☐ Nog niet ☐ wetenschappelijk (experimenteel stadium of veel specialisme vereist), ☐ voor locatieonderzoek inzetbaar, ☐wordt routinematig uitgevoerd ☐ ……..
Beschikbaarheid nu:	Korte beschrijving wie de techniek goed kan uitvoeren
Inzetbaarheid op termijn	
Ontwikkelpunten	
Inschatting kosten per monster of locatie	De kosten zijn niet altijd vergelijkbaar vermeld. Dit hangt af van de beschikbare informatie. Soms zijn euro's vermeld, soms een tijdsinschatting. Bovendien is de omvang van de locatie (en het aantal monsters dat wordt genomen) vaak zeer bepalen voor de kosten per m^2/monster.
Overige opmerkingen	

1 Fact sheets Methoden voor de bepaling van stofconcentraties in poriewater (P-nummers)

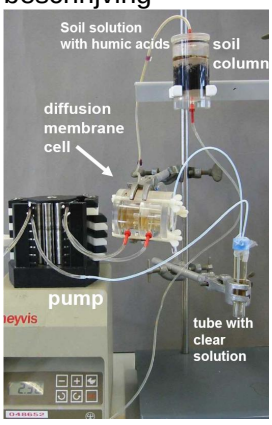
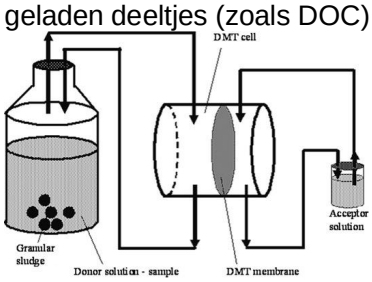
P1. Naam methode: Rhizonsamplers

Doel	Bemonsteren totaal opgeloste concentratie van stoffen in poriewater in sediment en oever.
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving	Rhizon monsternemers extraheren afhankelijk van het vochtgehalte 10-100 ml poriewater uit bodems of sedimenten op een eenvoudige, niet-destructieve manier. Ze kunnen zowel in verzadigde als onverzadigde zones worden gebruikt. Rhizons zijn gemaakt van een inert polymeer (geen uitwisseling van ionen) en de poriegrootte van het polymeer ligt tussen 0,15 en 0,20 µm. Let op: poriegrootte wijkt af van standaard 0,45 µm filters die voor KRW-monitoring worden gebruikt.
Achtergrondinfo	http://www.rhizosphere.com/home_nl
Stoffen	Metalen, P
Benodigde apparatuur	Een rhizon-sampler, analyseapparatuur voor het meten van stoffen in (porie)water
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Er is veel ervaring met het gebruik van Rhizons en ze worden als betrouwbare instrumenten gezien voor bemonstering van poriewater. De enige kanttekening is, dat er twijfels zijn bij de juistheid van de pH/bicarbonaatmetingen in anaeroob poriewater in Rhizons.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ wordt routinematig uitgevoerd
Beschikbaarheid nu:	Rhizons zijn commercieel verkrijgbaar. Gebruik beperkt zich nu tot diverse kennisinstellingen, maar elke monsternemer kan ze in principe gebruiken.
Inzetbaarheid op termijn	Nvt
Ontwikkelpunten	Geen
Inschatting kosten per monster of locatie	Ca. €7 per sampler, meerder keren te gebruiken na 'wassen' met zuur. Verder standaard analysekosten.
Overige opmerkingen	Voor sediment wordt de methode op twee manieren ingezet. 1) gemengd toplaagmonster in een zak die zo goed mogelijk wordt dichtgebonden → 'gemiddelde' concentratie in de toplaag 2) zijwaarts in een ongestoorde kolom 'prikken' → maakt concentratie profiel mogelijk 

P2. Naam methode: Centrifuge

Doel	Bemonsteren totaal opgeloste concentratie van stoffen in poriewater in sediment en oever
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving	Een monster wordt gecentrifugeerd en gefiltreerd over een 0,45 µm-filter. Voor nat (anaëroob) sediment moet dit in een glovebox worden uitgevoerd (centrifugebuis wordt afgesloten uit de glovebox gehaald en na centrifugeren weer in de glovebox gebracht voor filtratie). Diameter van het filter is gelijk aan KRW-methode.
Achtergrondinfo	Bijv. Mort et al., 2010. Geochim. Cosmochim. Acta, 74: 1350−1362.
Stoffen	Metalen, P (anoxisch vooral ervaring met P). Kan ook voor organische micro's, maar dan vaak detectieproblemen.
Benodigde apparatuur	Centrifuge, evt. glovebox, analyseapparatuur voor het meten van stoffen in (porie)water
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Dit is een methode voor poriewater onder anaërobe omstandigheden. Dit is in ondiepe aërobe wateren niet per definitie een goede indicator voor beschikbaarheid en diffusie (zie par. 3.1), wel voor transport naar grondwater. Het betreft een bewerkelijke methode (glove box en zorgvuldige monstername).
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar (anaëroob) ☒wordt routinematig uitgevoerd (aëroob)
Beschikbaarheid nu:	UU heeft de meeste ervaring met anaërobe bemonstering/verwerking. De apparatuur is bij veel kennisinstellingen aanwezig.
Inzetbaarheid op termijn	Nvt
Ontwikkelpunten	Geen
Inschatting kosten per monster of locatie	Verwerking vraagt al snel een uur (€75) per monster (op basis van een behoorlijke reeks), verder gewone analysekosten voor meting van poriewater.
Overige opmerkingen	

P4. Naam methode: DMT (Donnan Membraan Techniek)

Doel	Bepaling van de vrije ion concentratie van zware metalen (kationen)
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving 	Selectieve meting van vrije metaalionen: scheiding via een negatief geladen poreus membraan. Positief geladen ionen zoals vrije metaalionen passeren het membraan terwijl negatief geladen deeltjes (zoals DOC) niet passeren.  Foto links: http://www.soq.wur.nl/UK/Research/Soil+chemistry/default.htm.
Achtergrondinfo	Temminghoff et al., *Anal. Chim. Acta 417 (2000),149 - 157*: basis Weng et al., *Eur. J.Soil Sci. 52 (2001): 629 - 637.*: demonstratie voor bodem; Kalis et al., 2006. *ES&T 40 (3). - p. 955 - 961*: eerste toepassing in het veld & in oppervlaktewater;
Stoffen	Geschikt voor vrije metaalionen. Niet geschikt voor ongeladen organische stoffen en anionen.
Benodigde apparatuur	DMT cellen, Donnan-membraan Analyseapparatuur voor het meten van stoffen in (porie)water
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring	Methode is ontwikkeld en toegepast door WU[3] sectie bodemkwaliteit
Inzetbaarheid **nu**:	☒ Nog niet voor sediment ☒ wetenschappelijk (veel specialisme vereist),
Beschikbaarheid nu:	Wageningen Universiteit, Bodemkwaliteit
Inzetbaarheid op termijn	Op termijn van 5 Jaar ☒ locatiespecifiek inzetbaar,
Ontwikkelpunten	De methode is nog niet op de waterbodem toegepast, wel in een anaërobe slibsuspensie (Bartacek et al., 2008. J Ind Microbiol Biotechnol (2008) 35:1465–1474). Methode wordt ook ontwikkeld voor anionen (o.m. PO_4^{3-})
Inschatting kosten per monster of locatie	Niet commercieel beschikbaar.
Overige opmerkingen	Deze techniek is vooral aantrekkelijk voor het meten van echt vrije ionen in oppervlaktewater en poriewater in zandige bodemkolommen (goede doorlatendheid) onder aërobe omstandigheden, maar kan in ook in de glovebox worden uitgevoerd. Vooral als in de opgeloste fase nog kolloidale delen zitten kan deze techniek meer inzicht geven.

3. *Wageningen Universiteit*

P5. Naam methode: DET (Diffuse Equilibrium in Thin films)

Doel	Bepaling van de evenwichtsconcentraties voor alle deeltjes < 20 nm. Dat is aanzienlijk kleiner dan filtratie over 0,45 µm (450 nm), maar betreft niet de vrij opgeloste concentratie.
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving	Dialyse met achter het membraan een hydrogel in plaats van een oplossing, waarbij de gel en de oplossing in evenwicht zijn. DET kan in situ in sediment worden uitgevoerd.
Achtergrondinfo	Davison, et al. 2000. In J. Buffle and G. Horvai [eds.], In situ monitoring of aquatic systems: Chemical analysis and speciation. Wiley. , p. 495–569. Leermakers, Water Air Soil Poll. 2005, 166: p.265-286
Stoffen	Metalen en nutriënten. Niet: organische verbindingen
Benodigde apparatuur	Membraan, hydrogel, analyse van totaal gehaltes in hydrogel.
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	De concentratie in de gel is niet extreem veel hoger dan de oplossing. Dat geeft wel evenwicht, maar op een relatief laag niveau. De methode kent daarom een hoge detectielimiet
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	Universiteit van Lancaster (Hao Zhang, Bill Davison) Univ. Brussel (M. Leermakers) In Nederland is er weinig ervaring mee, zeker voor sediment
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	Verl*ageing* detectielimiet
Inschatting kosten per monster of locatie	onbekend
Overige opmerkingen	

P6. Naam methode: DGT (Diffuse Gradiënt in Thin films)

Doel	Bepaling van de 'DGT-labiele' metaalconcentratie (deeltjes < 5 nm, maar kleinere deeltjes diffunderen mogelijk sneller door de gel dan grotere deeltjes)
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving	Het principe is vergelijkbaar met DET (zie P5), maar achter de (fijnmaziger) gel bevindt zich een sterk bindende chelex laag, waardoor er een continu transport door de gel naar de chelex plaatsvindt. De transportsnelheid vindt plaats op basis van grootte en labiliteit van het deeltjes. Er wordt een flux gemeten, die ook afhankelijk is van de speciatie, diffusiesnelheden naar het membraan toe. Daardoor is de gemeten concentratie niet zo makkelijk te correleren aan een echt chemische fractie (bijv. vrije ionen), maar te beschouwen als een soort beschikbare fractie voor organismen. Voor interpretatie van de metingen is het computermodel DIFS ontwikkeld (http://www.es.lancs.ac.uk/wdgroup/difs.htm)
Achtergrondinfo	Veel, maar een van de eerste: Davison et al. 1994. Environ. Sci. Technol. **28:** 1623–1632 NL (anaëroob): Naylor et al., 2006. J.Tot.Environ.328:275-286 NL: Wegener et al, 2002. J. Soils Sed. 2 (2): p.71-76,
Stoffen	Wel: metalen, nutriënten; niet: organische verontreinigingen.
Benodigde apparatuur	Gel plus toebehoren, analysemethode voor metalen in Chelex
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	In Engeland is veel ervaring met deze techniek. De interpretatie van de metingen is niet altijd makkelijk.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	Universiteit van Lancaster (Hao Zhang, Davison). Equipment is verkrijgbaar en inzetbaar. VU & UU RIZA heeft ooit geëxperimenteerd met DGT (Van den Berg, RIZA werkdocument 2001.160X)
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	- Welke fractie wordt precies gemeten - Standaardisering van meetopzet
Inschatting kosten per monster of locatie	onbekend
Overige opmerkingen	In Engeland wordt nog steeds veel werk gedaan met DGT en DET. Voor P wordt geen chelex, maar Fe-oxide gebruikt.

P7. Naam methode: Chelexkolom

Doel	Bepaling vrij opgeloste concentratie van zware metalen
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving	Sterk selectief metaal bindende bolletjes (diameter ca 0,1 mm). Kunnen in de vorm van microkolommen gebruikt worden, waardoor een chromatografische methode ontstaat. Contacttijd is belangrijk: bij langere contacttijd wisselen ook metalen die gebonden zijn in de vorm van sterkere complexen uit. Wordt reeds lang gedaan, maar het besef dat een korte contacttijd (ca. 2 seconden) van belang is, is vrij nieuw. Kan in combinatie met andere methoden worden gebruikt (bijv. SOFIE)
Relatie wabo/wakwa	Selectieve meting van een biologisch actief geachte fractie.
Achtergrondinfo	Vink et al., 2002 Environ Sci Technol 36(23): 5130-5138
Stoffen	Wel: metalen; niet: P, org stoffen (daarvoor is tenax beter).
Benodigde apparatuur	Chelex materiaal, kolom, analyse apparatuur voor meting van stoffen in oplossing (na afspoelen van chelex) (bijv. ICP-MS).
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Bij langere contacttijden worden ook gebonden fracties gemeten; schone methode en gevoelige apparatuur nodig voor analyse
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	Jos Vink, Deltares
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	- Wat is precieze effect contacttijd op de gemeten fractie
Inschatting kosten per monster of locatie	
Overige opmerkingen	

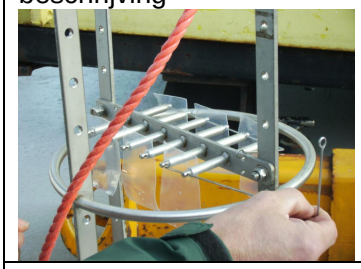
P8. Naam methode: ISE (Ion selectieve electrode)

Doel	Bepaling van de vrije ion-activiteit van zware metalen en sommige andere ionen
Categorie	☒ Analysetechniek
Korte technische beschrijving	Een ISE is een potentiometrische sensor. De meeste ionselectieve elektroden zijn gevoelig voor enkelwaardige ionen als H+, Na+, Ag+, slechts enkele (gemaakt van chalcogenide-glas) zijn gevoelig voor tweewaardige ionen als Pb2+ en Cd2+. Het is echter wel mogelijk dat de selectiviteit van een elektrode niet sluitend is; de gevoeligheid voor een verstorend ion (dat je niet wil meten) moet zo laag mogelijk zijn.
Achtergrondinfo	Elk basisboek
Stoffen	Een gelimiteerd aantal Ionen (metalen)
Benodigde apparatuur	Elektrode plus bijbehorende apparatuur om waarde af te lezen.
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Een ISE meet echt de vrije-ion concentratie, tot op een behoorlijk laag niveau. Elke ISE meet echter maar 1 stof en niet voor alle metalen (bijv. Zn) is een ISE verkrijgbaar. Verder moet de gebruiker altijd alert zijn op verstoring door bijv. sulfide of aselectiviteit.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ wordt routinematig uitgevoerd
Beschikbaarheid nu:	Ion selectieve elektrodes kunnen eenvoudig bij diverse firma's besteld worden (bijv. bij Metrohm) en worden op vele plekken ingezet.
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	
Inschatting kosten per monster of locatie	Aanschafkosten elektrode. Geen verdere analysekosten.
Overige opmerkingen	Vooral zinvol als er slechts 1 of enkele specifieke stoffen relevant zijn.

P9. Naam methode: Microelectrode

Doel	Bepaling van de opgeloste concentratie van verschillende stoffen in poriewater, primair gericht op de macrochemie. De voltametrische microprobe (metalen) is nog sterk in ontwikkeling.
Categorie	☒ Analysetechniek
Korte technische beschrijving	Een microelectrode is een zeer kleine ISE. Dit biedt mogelijkheden voor het meten van gradiënten op mm-schaal (macro chemie), die bepalend zijn voor de diffuse flux en daarmee vaak de snelheid van uitwisseling tussen sediment en oppervlaktewater.
Achtergrondinfo	Buffle & Horvai, 2000. In-situ monitoring of aquatic systems: Chemical analysis and speciation.
Stoffen	Primair zuurstof, pH, temperatuur, redox potentiaal, nitraat en waterstofsulfide.
Benodigde apparatuur	Elektrode, positioneringframe met plaatsbepaling en bijbehorende apparatuur (pA en mV meter met datalogger).
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Sommige sensoren geven goede en eenvoudig reproduceerbare resultaten (bijv O_2). Probleem is dat de microelectrodes erg kwetsbaar zijn, waardoor de inzet beperkt is tot kleiig materiaal. Uitzondering is de voltametrische microprobe (robust), maar deze kent een beperkte resolutie (5 – 10 mm).
Inzetbaarheid **nu**:	☒ wetenschappelijk (experimenteel stadium of veel specialisme vereist) voor voltametrische probe, ☒ wordt routinematig uitgevoerd voor O_2. pH, temperatuur, redox potentiaal, nitraat
Beschikbaarheid nu:	Deltares (m.n. voor O_2, redox potentiaal en pH)
Inzetbaarheid op termijn	Op termijn van 5 jaar ☒ locatiespecifiek inzetbaar
Ontwikkelpunten	Gebruikersvriendelijkheid en robuustheid. Er wordt gewerkt aan een opstelling waarmee in het veld ongestoorde cores kunnen worden doorgemeten. Uitbreiding van stoffen die ermee gemeten kunnen worden
Inschatting kosten per monster of locatie	Kosten van de electrode (en vooral het sneuvelen van electrodes)
Overige opmerkingen	

P10. Naam methode: Extractie met siliconenrubber

Doel	Bepaling van de vrij opgeloste concentratie (activiteit) van hydrofobe stoffen. Een van de vaste (kunst-)stoffen waarvoor deze verbindingen een redelijk hoge (maar niet al te hoge) affiniteit hebben. De term “extractie” is wellicht wat misleidend in dit geval, aangezien het een methode betreft waarbij maar een (zeer) klein deel van de aanwezige organische verbindingen wordt opgenomen door de kunststof.
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving 	Siliconenrubber is één van de vaste (kunst-)stoffen waarvoor organische contaminanten een redelijk hoge (voldoende concentratie van de stof, waardoor deze meetbaar wordt), maar niet al te hoge (ter voorkoming van verzadiging van het rubber) affiniteit hebben. Na evenwichtsinstelling tussen oplossing en kunststof, wordt de concentratie die zich heeft opgehoopt in het kunststof gemeten. Siliconenrubbers hebben een hoge concentratiefactor (hoger dan POM, SPME), waardoor de detectiegrens omlaag gaat.
Achtergrondinfo	O.m.: Smedes et al., 2010. Het gebruik van passive sampling in KRW-monitoring. De mogelijkheden van siliconenrubber als passive sampler. http://kennisonline.deltares.nl/
Stoffen	Organische hydrofobe stoffen.
Benodigde apparatuur	Siliconenrubber, analysemethode voor geëxtraheerde stof
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Vanwege de hoge concentratiefactor is de detectiegrens laag, maar het risico uitputting, vooral in sediment als de diffusie naar het rubber toe limiterend wordt, maakt interpretatie ingewikkelder.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	Deltares (Foppe Smedes)
Inzetbaarheid op termijn	Op termijn van 3 jaar ☒ routinematig inzetbaar
Ontwikkelpunten	Interpretatie voor niet-specialisten vereenvoudigen.
Inschatting kosten per monster of locatie	Siliconenrubbers kosten minder dan €1, arbeidskosten van de extractie zijn iets hoger dan normale extracties. Interpretatie vraagt meer tijd.
Overige opmerkingen	

P11 Naam methode: Solid phase extractie met polyoxymethyleen (POM-SPE)

Doel	Bepaling van de vrij opgeloste concentratie (activiteit) van hydrofobe stoffen
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving	POM is één van de vaste (kunst-)stoffen waarvoor organische contaminanten een redelijk hoge (voldoende concentratie van de stof, waardoor deze meetbaar wordt), maar niet al te hoge (ter voorkoming van verzadiging van het rubber) affiniteit hebben. Na evenwichtsinstelling tussen oplossing en kunststof, wordt de concentratie die zich heeft opgehoopt in het kunststof gemeten. POM is een hard en glad kunststof materiaal met selectieve binding organische vetoplosbare stoffen. Kan goed schoongemaakt worden, dus fouling is geen probleem.
Achtergrondinfo	Jonker & Koelmans, 2001 ES&T, 35(18), 3742-3748.
Stoffen	Hydrofobe organische verbindingen.
Benodigde apparatuur	POM strips, analysemethode voor extractie van POM en analyse van organische contaminanten.
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	Jonker (WU-AEW[4], nu: UU-IRAS[5]) heeft de techniek ontwikkeld, wordt gebruikt op diverse plaatsen.
Inzetbaarheid op termijn	Op termijn van 5 jaar ☒ routinematig inzetbaarheid is mogelijk.
Ontwikkelpunten	Omwerken naar routinematig inzetbare techniek.
Inschatting kosten per monster of locatie	POM-sticks kosten minder dan €1, arbeidskosten van de extractie zijn iets hoger dan normale extracties.
Overige opmerkingen	In een vergelijkingsstudie (Van der Heijden and Jonker, *Environ. Sci. Technol.*, **2009**, *43* (10), pp 3757–3763) correleren POM-SPE, in-situ SPME iets beter dan Tenax en HPCD met opname in aquatische wormen, maar alle beschikbaarheidsmetingen presteren veel beter dan gebruik van een standaard evenwichtspartiecoefficiënt.

4 Wageningen Universiteit, Aquatisch Ecologie en Waterkwaliteit.

5 Universiteit Utrecht, Instituut voor Risk Asssessment Sciences

P12 Naam methode: Empore disk

Doel	Bepaling van de vrij opgeloste concentratie (activiteit) van hydrofobe stoffen
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving	Een Empore disk is één van de vaste (kunst-)stoffen waarvoor organische contaminanten een redelijk hoge (voldoende concentratie van de stof, waardoor deze meetbaar wordt), maar niet al te hoge (ter voorkoming van verzadiging van het rubber) affiniteit hebben. Na evenwichtsinstelling tussen oplossing en kunststof, wordt de concentratie die zich heeft opgehoopt in het kunststof gemeten. Een Empore disk bevat een adsorberend materiaal dat is aangebracht op een C18-silica beladen schijf.
Achtergrondinfo	Verhaar, H.J.M., Busser, F., Hermens, J.L.M., 1995. Environ. Sci. Technol. 29, 726–734.Verbruggen et al., 2000 ES&T 34:324-331
Stoffen	Hydrofobe org verbindingen.
Benodigde basisinformatie	Geen.
Benodigde apparatuur	Bemonsteringsdisk, analyseapparatuur
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	WU-AEW, UU-IRAS,
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	- Verkorting evenwichtstijd - Vermindering fouling
Inschatting kosten per monster of locatie	Een Empore disk kost ca. €10,-, arbeidskosten van de extractie zijn iets hoger dan normale extracties.
Overige opmerkingen	

P13. Naam methode: Model PHREEQC

Doel	Berekening van verdeling van stoffen over diverse chemische verschijningsvormen (species), zoals vrij opgelost, complexen en gebonden aan vaste componenten
Categorie	☒ computermodel
Korte technische beschrijving	In plaats van een simpele partitiecoefficient (K_p of K_d) kan ook met een geochemisch model (inclusief transport) worden gerekend hoe het totaalgehalte in bodem is verdeeld over de verschijningsvormen. Het model biedt de mogelijkheid voor het modelleren van batch-systeem en kolom-systemen, en voor evenwichtsreacties en kinetische reacties. Het model is 1 dimensionaal (kolom). Voor speciatie in oppervlaktewater is dit model minder geschikt.
Achtergrondinfo	http://wwwbrr.cr.usgs.gov/projects/GWC_coupled/phreeqc/
Stoffen	Geschikt voor metalen, organische microverontreinigingen en nutriënten.
Benodigde basisinformatie	Samenstelling van het medium (totaalgehaltes)
Benodigde apparatuur	Computer en programmatuur
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Toegepast in verschillende modelstudies (http://wwwbrr.cr.usgs.gov/projects/GWC_coupled/phreeqc/references.html). Voorbeelden: Gedrag van PO4 bij aëratie van grondwater (Griffioen, 2006. J. Hydrol. 320: 359–369), reactief transport bij uitlogingsprocessen bij een vuilstort (Van Breukelen en Griffioen, 2004. J. Contaminant Hydrol., 73:181-205).
Inzetbaarheid **nu**:	☒ wordt routinematig uitgevoerd
Beschikbaarheid nu:	Het programma is vrij beschikbaar via internet. Het wordt redelijk veel gebruikt door onderzoeksinstellingen en adviesbureaus. Niet super gebruiksvriendelijk.
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	- incorporeren van geavanceerde modellen voor binding van metalen aan humuszuren (WHAM, NICA-DONNAN), vooral van belang voor speciatie in oppervlakte- en poriewater.
Inschatting kosten per monster of locatie	Arbeidstijd van de modelleur. De software is gratis.
Overige opmerkingen	

P14. Naam methode: Model CHARON

Doel	Berekening van verdeling van stoffen over diverse chemische verschijningsvormen (species), zoals vrij opgelost, opgeloste complexen, gebonden aan vaste componenten, mineralen en gassen.
Categorie	☒ computermodel
Korte technische beschrijving	In plaats van een simpele partitiecoëfficiënt (K_p of K_d) kan ook met een geochemisch model (inclusief transport) worden gerekend hoe het totaalgehalte in bodem is verdeeld over de verschijningsvormen. CHARON is het model dat is ontwikkeld door WL, nu Deltares, en specifiek gericht op speciatie in de overgang van aëroob naar anaëroob milieu. CHARON is ook gekoppeld aan speciale versie van Delft3D en Modflow, waarmee reactief transport in oppervlakte- en grondwater beschouwd kan worden.
Achtergrondinfo	WL/delft hydraulics. 1998. Charon+. Version 1.0. Aanvullende gebruikershandleiding CHARON. Delft, WL/delft hydraulics. Wijdeveld, A.J.; Smits, J.G.C.; De Rooij, N.M.; Vink, J.P.M. 1999. Mobiliteit van zware metalen in de uiterwaardebodem. Aanpassing bodemchemisch model. RIZA werkdocument 99.021X, RIZA, Lelystad.
Stoffen	Geschikt voor metalen, organische microverontreinigingen, nutriënten en minerale omzettingen.
Benodigde apparatuur	Computer en programmatuur
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Toegepast in verschillende modelstudies, voorbeelden: fluxen van nutriënten in meren bij stratificatie, effecten van afsluitende lagen in sedimenten of slibdepots, effect Red Mud calamiteit op waterkwaliteit Donau, effect inundatie Uiterwaarden op beschikbaarheid van zware metalen.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar, - als gedetailleerd 0D, 1D en 2D proces model - Gekoppeld aan Omega voor beoordeling potentiële somtoxiciteit.
Beschikbaarheid nu:	Model wordt gebruikt door Deltares
Inzetbaarheid op termijn	Op termijn van 5 jaar - Volledig operationeel binnen Delft3D en Modflow voor reactief transport in overgangszones (b.v. zout/zoet overgang estuarium, aëroob/anaëroob overgang sediment). - Gekoppeld aan BLM
Ontwikkelpunten	- Koppeling met DELCON (slib sterkte model) - Koppeling met Omega uitfaseren en vervangen door BLM (Bio Ligand Model)
Inschatting kosten per monster of locatie	Arbeidskosten van modelleur
Overige opmerkingen	CHARON is erg efficiënt in combinatie met transportmodellen. Er zijn gebruiksvriendelijkere of meer uitgebreide (meer kinetiek) geochemische modellen, maar de gekoppelde solver met Delft3D en Modflow (water transport) maakt CHARON het model met de snelste rekentijd.

P15. Naam methode: Model ORCHESTRA

Doel	Berekening van verdeling van stoffen over diverse chemische verschijningsvormen (species), zoals vrij opgelost, complexen en gebonden aan vaste componenten, en van de effecten op een aantal groepen organismen
Categorie	☒ computermodel
Korte technische beschrijving	In plaats van een simpele partitiecoefficient (K_p of K_d) kan ook met een geochemisch model (inclusief transport) worden gerekend hoe het totaalgehalte in bodem is verdeeld over de verschijningsvormen.
Achtergrondinfo	Meeussen, J. C. L. ORCHESTRA: An object-oriented framework for implementing chemical equlibrium models. Environ. Sci. Technol. 2003, 37, 1175-1182.
Stoffen	Geschikt voor metalen, organische microverontreinigingen en nutriënten.
Benodigde apparatuur	Computer en programmatuur
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Toegepast in verschillende modelstudies (zie referenties op Orchestra website), voorbeelden vooral op het gebied van uitloging uit MSWI-as en uiterwaarden. Recent gekoppeld met BIOCHEM voor toepassing op uiterwaarden (zie onder BIOCHEM).In vergelijking met PhreeqC en CHARON is Orchestra geavanceerd in de zin dat een aantal recente ontwikkelingen in de modellering van speciatie zijn opgenomen (NICA-Donnan, CD-MUSIC)
Inzetbaarheid **nu**:	☒ veel specialisme vereist
Beschikbaarheid nu:	Vrij beschikbaar via website: www.meeussen.nl/orchestra Alterra, ECN en Deltares gebruiken dit model
Inzetbaarheid op termijn	Blijft een specialistisch model
Ontwikkelpunten	- Het model vereist nu nog van de gebruiker veel specialistische kennis, waardoor de gebruiker al redelijk ingewijd moet zijn in de chemie en het programma om het programma goed te kunnen gebruiken. Het model zou nog wat vereenvoudigd kunnen worden, of voorzien van een eenvoudige gebruikersschil.
Inschatting kosten per monster of locatie	Arbeidskosten van modelleur
Overige opmerkingen	

2 Methoden voor de bepaling van de Flux van opgeloste stoffen van sediment naar oppervlaktewater (F-nummers)

F1. Naam methode: Sedimentklok/Benthic chamber

Doel	Bepaling van de flux van stoffen van bodem naar oppervlaktewater in het veld.
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving	Afgesloten kolom/kamer (klok) waarin aan de hand van veranderingen van de concentratie uitwisseling tussen het sediment en de waterfase wordt gemeten. Sommige metingen kunnen continu plaatsvinden met behulp van sensoren. Verder kunnen monsters genomen worden via geprepareerde openingen.
Achtergrondinfo	De Lange, Alterrarapport 1405. Viollier et al., J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 285–286 (2003) 5–31
Stoffen	Methode is niet selectief voor stoffen: het betreft alleen een monsternamemethode.
Benodigde apparatuur	Sedimentklok, analyseapparatuur voor meting gehaltes.
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Met een benthic chamber kan flux direct gemeten worden. Aangezien het isoleren van een klein watervolume het watervolume zelf beïnvloedt, is de tijdsduur dat een benthic chamber kan worden gebruikt beperkt.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	Div. universitaire groepen, Alterra.
Inzetbaarheid op termijn	Op termijn ☒ locatiespecifiek inzetbaar,
Ontwikkelpunten	
Inschatting kosten per monster of locatie	Hangt sterk af van de locatie en het type metingen. Een chamber met sensoren vraagt alleen plaatsen en weghalen. In dieper water zijn daarvoor duikers nodig, evenals voor het nemen van monsters.
Overige opmerkingen	

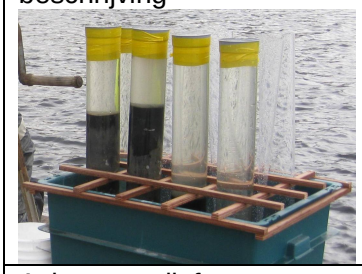
F2. Naam methode: Cilinders/enclosures

Doel	Bepaling van de flux van stoffen van bodem naar oppervlaktewater in het veld.
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving	Afgesloten kolom waarin aan de hand van veranderingen van de concentratie uitwisseling tussen het sediment en de waterfase wordt gemeten. Hierin worden vaak effecten van bijv. vis, baggeren, toeslagstoffen gemeten. Sommige metingen kunnen continu plaatsvinden met behulp van sensoren. Verder kunnen monsters genomen worden via geprepareerde openingen. Cilinders zijn minder geschikt om de (diffusieve) flux over het grensvlak te meten.
Achtergrondinfo	Algemeen gebruikte onderzoeksmethode
Stoffen	methode is niet selectief voor stoffen: het betreft alleen een monsternamemethode.
Benodigde apparatuur	Cilinder, analyseapparatuur voor meting gehaltes.
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Bijna gelijk aan praktijkschaal, minder windwerking en menging.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	Div. kennisinstellingen.
Inzetbaarheid op termijn	Op termijn ☒ locatiespecifiek inzetbaar,
Ontwikkelpunten	
Inschatting kosten per monster of locatie	Het plaatsen en bemonsteren vraagt wel wat inzet, maar is niet extreem duur. Het aantal metingen bepaalt de prijs.
Overige opmerkingen	

F3. Naam methode: SOFIE

Doel	Uitvoeren van metingen in ongestoorde bodem-watersystemen (diameter ca. 30 cm)
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving	SOFIE (Sediment Or Fauna Incubation Experiment) is eigenlijk een bentic chamber (zie F1) die wordt meegenomen naar het lab. Dit maakt het veel eenvoudiger om de condities te controleren. Bovendien kan naast het bovenstaande water ook het sediment worden bemonsterd via Rhizonporiewater samplers (zie P1). Simultaan kunnen blootstellingstesten worden uitgevoerd. Eerdere vergelijking met de bestaande TRIADE protocollen hebben aangetoond dat de beoordeling van aanwezige stoffen op deze wijze meer accuraat gebeurd.
Achtergrondinfo	Meer info en publicaties: www.sofie.nl.
Stoffen	Alle stoffen die in het poriewater te meten zijn. Voor zware metalen is een specifieke methode ontwikkeld (Chelex, zie P7), waarbij het vrij-opgeloste gedeelte kan worden gemeten.
Benodigde apparatuur	Meetcellen Apparatuur om (porie)water te analyseren (bijv. ICP-MS)
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Methode is getest en werkt. Net als in benthic chambers kunnen direct fluxen worden afgeleid en bovendien kan ook poriewater in de waterbodem onder realistische redoxcondities worden bemonsterd. Aandachtspunt is de verstoring van het systeem (o.m. door onttrekken relatief grote monstervolumina); bovendien wordt de bovenstaande vloeistof meestal niet geroerd of ververst, al is dit wel mogelijk.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	Deltares, maar cellen zijn te koop.
Inzetbaarheid op termijn	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Ontwikkelpunten	Mogelijkheden van roeren en verversen bovenstaand water.
Inschatting kosten per monster of locatie	Eenmalige aanschaf cel is 4 tot 6 k€. Verder zeer afhankelijk van vraagstelling vanwege vele mogelijkheden van de cel.
Overige opmerkingen	

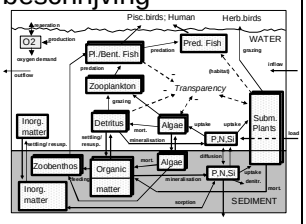
F4. Naam methode: Statische kolomexperiment

Doel	Uitvoeren van metingen in ongestoorde sedimentkolom
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving 	Gestoken kolommen worden naar het lab vervoerd. Voorzichtig wordt het bovenstaande water vervangen door 'schoon' water met vergelijkbare kenmerken (zoutsterkte/pH/etc.). Vervolgens wordt de concentratie in het bovenstaande water in de tijd gemeten. Vooral de eerste periode (lineaire stijging) is een maat voor de maximale flux.
Achtergrondinfo	O.m. wordt ondermeer toegepast voor P in IP-KRW projecten BaggerNut en De bodem Bedekt.
Stoffen	Alle stoffen die in het poriewater te meten zijn, in de praktijk vooral metalen en nutriënten.
Benodigde apparatuur	Kolommen Apparatuur om water te analyseren (bijv. ICP-MS)
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Het is een relatief eenvoudig experiment, waarin direct een flux wordt gemeten. Aandachtspunt is hoe snel de flux begint af te buigen.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	Alle kennisinstellingen met labfaciliteiten.
Inzetbaarheid op termijn	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Ontwikkelpunten	
Inschatting kosten per monster of locatie	Vooral analysekosten, dus het hangt af van de hoeveelheid monsters. Verder zijn arbeidskosten van bemonstering en opstellen kolommen een post.
Overige opmerkingen	

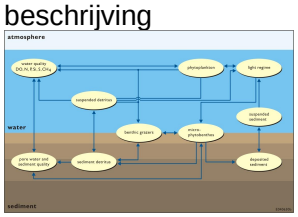
F5. Naam methode: Dynamisch kolomexperiment (met verversing van bovenstaand water)

Doel	Uitvoeren van metingen in ongestoorde sedimentkolom
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving	Omdat bij statische kolommen (zie F3) de ervaring was dat er snel (binnen uren tot enkele dagen) afbuiging van de flux optrad als gevolg van evenwichtsinstelling, is een test ontwikkeld waarin het bovenstaande water ververst werd door continuous flow of per batch. Om de paar uur wordt de fosfaatconcentratie gemeten.
Achtergrondinfo	Boers et al., 1988. Wat. Res. Vol. 22, No. 3, pp. 355—363.
Stoffen	Alle stoffen die in het bovenstaande water te meten zijn, in de praktijk vooral metalen en nutriënten.
Benodigde apparatuur	Kolommen, doorstroomsysteem Apparatuur om water te analyseren (bijv. ICP-MS)
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Het is een relatief eenvoudig experiment, waarin de concentratiegradient tussen poriewater en oppervlaktewater steeds maximaal blijven.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	WUR Aquatische ecologie heeft de meeste ervaring, maar veel kennisinstellingen kunnen deze proeven uitvoeren.
Inzetbaarheid op termijn	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Ontwikkelpunten	
Inschatting kosten per monster of locatie	Arbeidsintensieve proef met meestal veel analyses.
Overige opmerkingen	

F6. Naam methode: Model PC Lake

Doel	1. PCLake is een model met een systeembenadering waarin alle voor waterkwaliteit en ecologie relevante relaties in ondiepe plassen worden gemodelleerd. 2. Berekenen kritische P-belasting
Categorie	☒ computermodel
Korte technische beschrijving 	PCLake is een complex ecologisch model voor ondiepe meren, gebaseerd op een combinatie van gesloten nutriëntenkringlopen, primaire productie en een vereenvoudigd voedselweb. Bij de ontwikkeling van PCLake is een duidelijke keuze gemaakt voor functionele groepen in plaats van specifieke soorten. Het voorspellen van de effecten van maatregelen staat centraal. Op basis van de systeemkenmerken kan PCLake de kritische P-belastingen bepalen die een meer kan verdragen voordat het omslaat van helder naar troebel of omgekeerd. Hiervoor is ook een eenvoudig bruikbare tool ontwikkeld (PC Lake metamodel).
Achtergrondinfo	PhD thesis Janse, 2005, http://library.wur.nl/way
Stoffen	Nutriënten
Benodigde apparatuur	Computer en programmatuur
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Zowel kennisinstituten (RIVM/PBL) als adviesbureaus (vooral Witteveen+Bos) hebben ervaring met PC Lake. Het model is met behulp van Bayesiaanse statistiek gekalibreerd en gevalideerd. Uitgangspunt hierbij is dat parameterwaarden kansverdelingen zijn in plaats van harde getallen. Calibratie op 43 meren, validatie op 9 meren.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar, geschikt voor scenario-analyse ☒ wordt routinematig uitgevoerd
Beschikbaarheid nu:	Er zijn geen kosten verbonden aan PC Lake. Het model is niet te downloaden. Meer informatie is verkrijgbaar op: http://www.pbl.nl/dossiers/water/modellen/WerkingModelPCLake
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	?
Inschatting kosten per monster of locatie	Arbeidskosten modelleur
Overige opmerkingen	Gebruik van PCLake vraagt behoorlijk wat specialistische kennis, maar er zijn diverse bureaus die er mee om kunnen gaan.

F7. Naam methode: Model Delft3D-ECO met bodemlagen (Delwaq-G)

Doel	Delft3D-ECO is een deterministisch waterkwaliteitsmodel toegespitst op de modellering van eutrofiëring en van primaire productie van algen.
Categorie	☒ computermodel
Korte technische beschrijving 	Met betrekking tot de processen is Delft3D-ECO is opgebouwd uit sub-modellen voor: 1. water- en sedimentkwaliteit, inclusief het verticale transport in het sediment; 2. fytoplankton (BLOOM); 3. micro-fytobenthos; 4. onderwater lichtregime; 5. primaire consumenten (grazers); 6. terrestrische vegetatie (hier niet relevant); 7. (gesuspendeerd) sediment; en 8. pH. Een sub-model voor aquatische macrofyten ontbreekt
Achtergrondinfo	Smits, J., 2010. Delft3D-ECO, Model documentation. Deltares.
Stoffen	Nutriënten; in principe ook geschikt voor organische micro's
Benodigde apparatuur	Computer en programmatuur
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Onderdelen Delft3D-ECO en precursors zijn zeer uitgebreid gekalibreerd en gevalideerd gedurende een periode van 30 jaar voor tal van Nederlandse en buitenlandse zoete en zoute wateren. Er is echter geen expliciete calibratie/validatiestudie uitgevoerd, waarin een groot aantal meren tegelijk is gebruikt.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar, geschikt voor scenario-analyse
Beschikbaarheid nu:	Deltares software, waaraan momenteel nog licentiekosten zijn verbonden. Het huidige beleid van Deltares is om alle software open source te maken. Het gebruik van Delft-3D-eco vraagt veel specialistische kennis.
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	?
Inschatting kosten per monster of locatie	Arbeidskosten modelleur. Voor het screeningmodel (een op Delft3D-ECO gebaseerd model waarin de meeste parameters een defaultwaarde hebben) bedragen de kosten ca. k€10.
Overige opmerkingen	

F8. Naam methode: Model BIOCHEM

Doel	Berekening in het sediment/waterprofiel van verdeling van stoffen over diverse chemische verschijningsvormen (species), zoals vrij opgelost, complexen en gebonden aan vaste componenten. Tevens kan biologische opname en effecten worden beschreven.
Categorie	☒ computermodel
Korte technische beschrijving	Berekent het gedrag van metalen in de bodem in reactie op redoxveranderingen als gevolg van bijvoorbeeld overstroming of waterstandsveranderingen. Onder de naam BIOCHEM-Orchestra is het gecombineerd met het modelleerraamwerk Orchestra, en met biotische transferfuncties. Op deze manier kan ook de biologische opname en effecten op een aantal typen organismen (flora en fauna) worden beschreven. Het model kan zo als Decision Support System worden gebruikt om effecten van verschillende beheersscenario's door te rekenen.
Relatie wabo/wakwa	Het model berekent expliciet effecten van de bodemsamenstelling en redoxveranderingen op de speciatie en op biologische effecten.
Achtergrondinfo	Vink, J.P.M. Structural and functional design BIOCHEM-DSS. Deliverable 3.2, AquaTerra EU, RIZA Lelystad. Schröder, T.J.; Vink, J.P.M. 2001. BIOCHEM-DSS. RIZA werkdocument 2001.118X, RIZA, Lelystad Vink, J.P.M, Meeussen, J.C.L., 2007, Environmental Pollution, 148, 833-841.
Stoffen	Geschikt voor metalen
Benodigde apparatuur	Computer en programmatuur
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Toegepast op verschillende scenario's voor inrichting van uiterwaarden.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar, geschikt voor scenario-analyse
Beschikbaarheid nu:	Beschikbaar bij Deltares
Inzetbaarheid op termijn	Op termijn ☒ locatiespecifiek inzetbaar,
Ontwikkelpunten	?
Inschatting kosten per monster of locatie	Arbeidskosten gespecialiseerd modelleur
Overige opmerkingen	

F9. Naam methode: Bepaling kwelflux

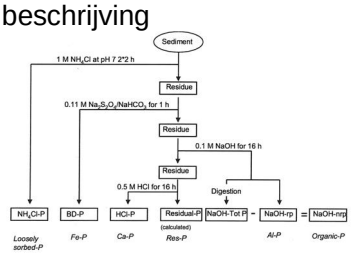
Doel	Bepaling van de K-waarde. Dit is belangrijk voor de het inschatten van de kwelsnelheid
Categorie	☐ Meet/bemonsteringsinstrument ☐ Analysetechniek ☐ computermodel ☒ conceptuele aanpak (bijv. met rekenregels)
Korte technische beschrijving	Op basis van NHI-kaarten kan de kwelflux afgelezen worden. http://test.gmdb.lizardsystem.nl/ en registreer Kies NHI Kies Modeluitvoer Klik kwelflux Klik kwel
Achtergrondinfo	Zie website
Stoffen	Alle stoffen waarvoor advectie van belang is: metalen, organische verbindingen en nutriënten.
Benodigde apparatuur	computer
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Het is een landelijke schematisatie, dus daardoor vrij 'ruig', maar wel hydrologisch verantwoord.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ wordt routinematig uitgevoerd
Beschikbaarheid nu:	Internet
Inzetbaarheid op termijn	n.v.t.
Ontwikkelpunten	
Inschatting kosten per monster of locatie	geen
Overige opmerkingen	Let op: de legenda geeft niet de eenheid (mm/jaar) en positieve getallen (rood) betekent: wegzijging, negatieve getallen (blauw) betekent kwel

3 *Fact sheets* Extractietechnieken voor het bepalen van beschikbare fracties (E-nummers)

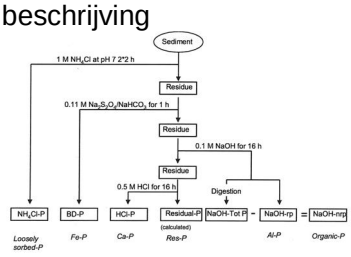
E1. Naam methode: SEM/AVS (Simultaneously Extracted Metals/Acid Volatile Sulfide)

Doel	Bepaling van het al dan niet volledig vastgelegd zijn van zware metalen in sulfiden.
Categorie	☒ Analysetechniek
Korte technische beschrijving	Met deze methode worde het sulfidegehalte in de vorm van AVS en het gehalte metalen SEM gemeten. Als AVS groter is dan SEM, betekent dit dat alle metalen als sulfide zijn vastgelegd en dat de concentraties zware metalen in het poriewater verwaarloosbaar laag zullen zijn en er gen toxische effecten te verwachten zijn.
Achtergrondinfo	De methode is in Nederland gebruikt door het RIVM en later door WU-AEW vereenvoudigd. Van Griethuysen, 2006. Trace metals in floodplain lake sediments. SEM/AVS as indicator of bioavailability and ecological effects. PhD-thesis WU-AEW.
Stoffen	Zware metalen behalve chroom.
Benodigde apparatuur	Bij de bemonstering en monsterbehandeling mogen de redoxcondities niet veranderen (o.a. glovebox).
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	De methode is vrij uitgebreid gevalideerd in lab en veld, ook in Nederland. Door bioturbatie en bioirrigatie kan er in situ toch sprake zijn van opname van zware metalen ondanks AVS/SEM>1. Ook kunnen AVS/SEM verhoudingen binnen één watersysteem sterk variëren.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ wordt routinematig uitgevoerd
Beschikbaarheid nu:	De meting is uit te voeren door elk laboratorium. WU-AEW heeft de meeste ervaring met deze techniek in Nederland
Inzetbaarheid op termijn	Nvt
Ontwikkelpunten	Geen
Inschatting kosten per monster of locatie	de methode is relatief arbeidsintensieve analysemethode en daarom prijzig
Overige opmerkingen	

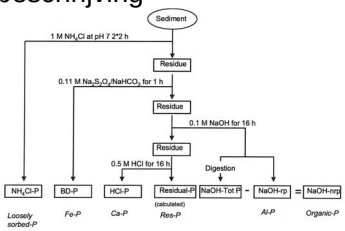
E2. Naam methode: Sequentiële P-extractie volgens Psenner & Pucsko (1988)

Doel	Bepaling van de verschillende bindingsvormen van fosfor in sediment.
Categorie	☒ Analysetechniek
Korte technische beschrijving 	1 NH_4Cl (Loosely bound P) 2 0,11 M Bicarbonate –Dithionite 40°C (Redox-sensitive P, mainly bound to Fe-hydroxide and Mn-hydroxide, and Redox-sensitive organic P) 3 1M NaOH (1 M) (SodiumHydroxide) 40 °C (Phosphate bound to metallic oxide (mainly Fe and Al), soluble inorganic P compounds in alkaline solution, P in micro-organisms, detritus, humic compounds, poly-P, P-lipid) 4 0.5 M HCl (Apatite and $CaCO_3$ bound P, Organic P sensible to acid) 5 1 M NaOH 85 °C (Organic refractory P)
Achtergrondinfo	Psenner, R, and R. Pucsko, 1988. Adv. Limnol. 30: 43-59
Stoffen	zware metalen
Benodigde apparatuur	Standaard laboratoriumapparatuur
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Er is veel (internationale) ervaring met sequentiële extracties, maar het blijft onzeker om extractieresultaten direct te koppelen aan fysisch-chemische fracties.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	De sequentiële extractie is uit te voeren door elk laboratorium. WUR Aquatische Ecologie gebruikt deze extractie.
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	Relatie tussen fracties en (potentiële) nalevering onderzoeken.
Inschatting kosten per monster of locatie	Door de 5 achtereenvolgende extractie-gangen is de methodiek arbeidsintensief en daardoor duur.
Overige opmerkingen	

E3. Naam methode: Sequentiële P-extractie volgens Golterman (1996)

Doel	Bepaling van de verschillende bindingsvormen van fosfor in sediment.
Categorie	☒ Analysetechniek
Korte technische beschrijving 	1 Two extractions with 0.05 M Ca-EDTA each during 2 h (Fe-bound P) 2 Sufficient extractions with 30-50 ml of 0.1 M Na_2-EDTA during 17 or 24 h, till the quantity extracted is less than 10% of the sum of the previous extractions with the same reagent (Ca-bound P) 3 extraction with 10-20 ml of 0.5M H2SO4, at 20°C (organic P-fraction 1) 4 10-20 ml of 2 M NaOH at 90°C (organic P-fraction 2)
Achtergrondinfo	Golterman, H.L., 1996. Hydrobiologia, 335: 87-95.
Stoffen	zware metalen
Benodigde apparatuur	Standaard laboratoriumapparatuur
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Er is veel (internationale) ervaring met sequentiële extracties, maar het blijft onzeker om extractieresultaten direct te koppelen aan fysisch-chemische fracties.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	De sequentiële extractie is uit te voeren door elk laboratorium. B-WARE/RUN gebruikt deze extractie
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	Relatie tussen fracties en (potentiële) nalevering onderzoeken.
Inschatting kosten per monster of locatie	Door de vele achtereenvolgende extractie-gangen is de methodiek arbeidsintensief en daardoor duur.
Overige opmerkingen	

E4. Naam methode: Sequentiële P-extractie volgens Ruttenberg (1992) met update van Slomp et al. (1996)

Doel	Bepaling van de verschillende bindingsvormen van fosfor in sediment. Deze methode onderscheid als enige autigeen Ca-P en detrital Ca-P. Dit kan voor (langzame) processen in de bodem (mineraalvorming) belangrijk zijn.
Categorie	☒ Analysetechniek
Korte technische beschrijving 	1 citrate-dithionite bicarbonate: CDB, pH = 7.3, 8 h, 20°C (Fe-bound P) 2 1 M Na-acetate buffer: pH = 4, 6 h, 20°C and treated with a 3 1 M $MgCl_2$ (pH = 8, 0.5 h, 20°C) wash solution (Authigenic P). 4 1 M HCl: 24 h, 20°C (detrital Ca-P) Seperately: 5 Organic P was determined nonsequentially as the difference between 1 M HCl extractable P (24 h) before and after ignition of the sediment (550°C 2 h).
Achtergrondinfo	Ruttenberg, K.C., 1992. Limnol. Oceanogr.37 (7), 1460–1482. Slomp, C.P. et al. 1996. J. Mar. Res. 54, 1179–1205.
Stoffen	zware metalen
Benodigde apparatuur	Standaard laboratoriumapparatuur
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Er is veel (internationale) ervaring met sequentiële extracties, maar het blijft onzeker om extractieresultaten direct te koppelen aan fysisch-chemische fracties.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	De sequentiële extractie is uit te voeren door elk laboratorium. UU-Geochemie gebruikt deze methode.
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	
Inschatting kosten per monster of locatie	Door de 5 achtereenvolgende extractie-gangen is de methodiek arbeidsintensief en daardoor duur.
Overige opmerkingen	

E5. Naam methode: Ammoniumoxalaat/oxaalzuur-extractie volgens Houba et al. (1986) of Ammoniumlactaat/azijnzuur-extractie volgens Vierveijzer et al., (1979)

Doel	Bepalen van de potentieel mobiele P-fractie.
Categorie	☒ Analysetechniek
Korte technische beschrijving	Tijdens een extractie met ammoniumoxalaat/oxaalzuur of ammoniumlactaat/azijnzuur lossen vooral amorfe Fe en Al-oxiden op (en kristallijn Al/Fe niet). De P die daarbij vrijkomt geeft een maat voor oplading van de bodem.
Achtergrondinfo	Houba, et al., 1986. Soil and plant Analysis. Part 5 Soil Analysis Procedures. Department of Soil Science and Plant Nutrition Wageningen Agricultural University – The Netherlands. Vierveijzer, H.C, et al., 1979. Analysemethoden voor grond, rioolslib, gewas en vloeistof Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Haren.
Stoffen	zware metalen
Benodigde apparatuur	Standaard laboratoriumapparatuur
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Er is veel (internationale) ervaring met sequentiële extracties, maar het blijft onzeker om extractieresultaten direct te koppelen aan fysisch-chemische fracties.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar, ☒ wordt routinematig uitgevoerd voor droge bodems
Beschikbaarheid nu:	De extractie is uit te voeren door elk laboratorium. WUR Bodemkwaliteit heeft de meeste ervaring. Witteveen+bos heeft ervaring met de lactaat-acetaat-extractie in sediment in het gebied van HH voor Schieland en de Krimpenerwaard.
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	
Inschatting kosten per monster of locatie	De extractie is eenvoudig en daardoor relatief goedkoop
Overige opmerkingen	1) De verhouding tussen externe belasting en het PAL-getal lijkt iets te zeggen over de mate waarin het systeem in evenwicht is (voor meer informatie zie Jaarsma et al., 2008). 2) Het is niet zo duidelijk in hoeverre aluminium in sediment een belangrijke rol speelt voor de binding van fosfaat. Al is niet redoxgevoelig en speelt geen rol bij de 'ijzerval'.

E6. Naam methode: Sorptie met P-oplossing

Doel	Bepaling van de ad- en desorptiecapaciteit van de bodem en bij welke concentratie het omslagpunt ligt.
Categorie	☒ Analysetechniek
Korte technische beschrijving	Er wordt een serie flesjes gevuld met een bepaalde hoeveelheid slib en een kunstmatige oplossing die de chemische samenstelling van de waterkolom nabootst. De fosfaatconcentratie in de oplossingsreeks varieert in een gradiënt van lager dan de huidige situatie naar hoger dan de huidige situatie. Op die manier wordt een verl*ageing* en een verhoging van de fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater nagebootst.
Achtergrondinfo	ARCADIS, 2010. http://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/waterbodems-(ecb)/waterbodemonderzoek/beoordeling/ ARCADIS, 2008. Arkervaart – Bagger en fosfaat, naleveringsonderzoek.
Stoffen	zware metalen
Benodigde apparatuur	Standaard laboratoriumapparatuur
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Analytisch kent deze methode als belangrijkste onzekerheid: de redoxcondities. De methode veronderstelt evenwicht, maar dat is sterk de vraag. Er is op 1 locatie ervaring opgedaan.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ wetenschappelijk (experimenteel stadium), ☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	De extractie is uit te voeren door elk laboratorium. ARCADIS heeft samen met WUR Bodemkwaliteit de meeste ervaring.
Inzetbaarheid op termijn	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar
Ontwikkelpunten	Interpretatie van de data.
Inschatting kosten per monster of locatie	De extractie is eenvoudig, goedkoper dan een normale totaalbepaling
Overige opmerkingen	

4 *Fact sheets* Bepaling van erosie, resuspensie en zwevende stof (S-nummers)

S1. Naam methode: Doorstroomcentrifuge

Doel	Primair: Bemonsteren zwevend slib in water Secundair: Bepaling resuspensieflux
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving 	Water met daarin zwevend slib wordt opgepompt en door de doorstroomcentrifuge geleid. In de centrifuge wordt het zwevend slib uit het water gecentrifugeerd, waarna het zwevend slib kan worden geanalyseerd. Afhankelijk van de concentratie zwevend slib in het water, is 1 tot 24 uur centrifugeren nodig om voldoende zwevend slib te bemonsteren.
Achtergrondinfo	De doorstroomcentrifuge is de standaardmethode om zwevend slib te bemonsteren.
Stoffen	Alle aan zwevend slib gebonden stoffen kunnen met de doorstroomcentrifuge worden bemonsterd.
Benodigde basisinformatie	geen
Benodigde apparatuur	de doorstroomcentrifuge zelf
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	De doorstroomcentrifuge is de standaardmethode om zwevend slib te bemonsteren en wordt al jaren in meetprogramma's gebruikt.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ wordt routinematig uitgevoerd
Beschikbaarheid nu:	Rijkswaterstaat gebruikt de doorstroomcentrifuge in hun reguliere meetprogramma's.
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	geen
Inschatting kosten per monster of locatie	onbekend

S2. Naam methode: Sedimentval

Doel	Primair: Bemonsteren (sedimenterend) zwevend slib in water Secundair: Bepaling (her)sedimentatieflux
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving 	De sedimentval is een constructie waarmee sedimenterende slibdeeltjes op enige hoogte boven de waterbodem worden opgevangen in bemonsteringsbuizen. Na verloop van tijd wordt de sedimentval weer opgehaald en het slib uit de buizen geanalyseerd. Een sedimentval wordt voor een langere periode geplaatst en geeft daarom een beeld van de gemiddelde kwaliteit van het sedimenterende zwevende slib.
Achtergrondinfo	De sedimentval is een routinematig ingezette methode om (sedimenterend) zwevend slib te bemonsteren.
Stoffen	Alle aan zwevend slib gebonden stoffen kunnen met de doorstroomcentrifuge worden bemonsterd.
Benodigde basisinformatie	Geen
Benodigde apparatuur	alleen de sedimentval zelf
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	De sedimentval is een routinematig ingezette methode om zwevend slib te bemonsteren en wordt al jaren gebruikt.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ wordt routinematig uitgevoerd
Beschikbaarheid nu:	Alle waterbeheerders, onderzoeksinstituten en adviesbureaus kunnen de sedimentval toepassen
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	geen
Inschatting kosten per monster of locatie	Sterk afhankelijk van de locatie (diepte) en frequentie van bemonstering

S3. Naam methode: Experimenteel bepalen resuspensie parameters

Doel	Bepalen τ_{crit} (= de kritische bodemschuifspanning in $N.m^{-2}$) en *M* (= de erosie- of resuspensiecoëfficiënt in $kg.m^{-2}.s^{-1}$)
Categorie	☒ conceptuele aanpak (bijv. met rekenregels)
Korte technische beschrijving	Door middel van eenvoudige experimenten en een set rekenregels kunnen de belangrijkste parameters voor het berekenen van opwerveling geschat worden voor een bepaalde locatie. Vooral een locatiespecifieke bepaling van *M* kan de berekening van erosie/resuspensie sterk verbeteren.
Achtergrondinfo	Van Kessel et al., 2009. De invloed van waterbodems op de waterkwaliteit. Deltares-rapport. Winterwerp et al., submitted. A conceptual framework for shear-flow induced erosion of soft cohesive sediment beds.
Stoffen	De methodiek is bruikbaar 1) voor het inschatten van organische contaminanten waarvoor de norm is gedefinieerd voor totale concentraties in water en 2) voor de bepaling van afwenteling van verontreinigd slib (naar schonere delen)
Benodigde basisinformatie	Geen
Benodigde apparatuur	Fysisch lab.
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Hoewel er ruime ervaring is in dit onderzoeksveld is de totale methode nog niet vaak toegepast.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	Deltares
Inzetbaarheid op termijn	Op termijn van 5 jaar ☒ routinematig inzetbaar
Ontwikkelpunten	validatie
Inschatting kosten per monster of locatie	€10.000

S4. Naam methode: Model Bretpro

Doel	Bepalen orbitaalsnelheden onder verschillende omstandigheden.
Categorie	☒ computermodel
Korte technische beschrijving	Bretpro is een eenvoudig rekenmodel voor de bepaling van windgedreven waterstanden en golven (first guess) op basis van zeer eenvoudige invoer, namelijk: • Gebiedsinformatie (contouren van het watersysteem, het bodemniveau: één niveau voor het gehele gebied) • Informatie over rekenlocaties (coördinaten) • Informatie over de fysische randvoorwaarden (peil zonder scheefstand, de windsnelheid en windrichting Bretpro rekent het golfveld uit als een som van een heleboel regelmatige golven (golfhoogte, golfperiode) met een kansverdeling van optreden per combinatie. Daaruit kun je - met redelijk eenvoudige formules - de kansverdeling van de orbitaalsnelheid van de bodem bepalen.
Achtergrondinfo	Bretpro is ontwikkeld door RWS-RIZA (nu Waterdienst) en in beheer bij Deltares (Hans de Waal) Het model is gebruikt bij de beoordeling van Ketelmeer-West in 2007 (Haskoning-rapport 9S4611/R00005/902512/DenB).
Stoffen	De methodiek is bruikbaar 1) voor het inschatten van organische contaminanten waarvoor de norm is gedefinieerd voor totale concentraties in water en 2) voor de bepaling van afwenteling van verontreinigd slib (naar schonere delen)
Benodigde basisinformatie	Gebiedsgegevens, zoals strijklengte, 1 gemiddelde waterdiepte
Benodigde apparatuur	computer
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Hoewel er ruime ervaring is in dit onderzoeksveld is de totale methode nog niet vaak toegepast.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ wordt locatiespecifiek uitgevoerd
Beschikbaarheid nu:	ja
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	validatie
Inschatting kosten per monster of locatie	Afhankelijk van de beschikbaarheid van gegevens ca. 5.000 euro.

S5. Naam methode: Model Delft-3D, modules FLOW, WAVE (SWAN), SED

Doel	Berekening van de waterkwaliteit in rivieren, estuaria en zeeën als gevolg van stroming, temperatuur, golfwerking, resuspensie/sedimentatie en algengroei.
Categorie	☒ computermodel
Korte technische beschrijving	Delft-3D is een complex en uitgebreid modelsysteem voor uiteenlopende water en watergerelateerde processen. Het modelsysteem bestaat uit losse modulen die al naar gelang ingeschakeld kunnen worden De simulatie van de water-beweging en de ecologie wordt in Delft-3D dan ook apart uitgevoerd. Eerst wordt de waterbeweging (stroming en golven) gesimuleerd (FLOW en WAVE). Vervolgens worden de resultaten van deze hydrodynamische berekening in WAQ ingelezen en wordt een waterkwaliteits-berekening gestart, inclusief een ecologische berekening en sedimentatie-resuspensie berekening (SED).
Achtergrondinfo	Diverse *manuals* zijn te downloaden van internet: http://delftsoftware.wldelft.nl/
Stoffen	Voor slibberekeningen → stoffen die als totale concentratie in water zijn genormeerd.
Benodigde basisinformatie	Invoerdata voor het model
Benodigde apparatuur	Computer met Windows-NT of Unix?
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Het model is breed geaccepteerd in de advieswereld en wordt daar veel gebruikt.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	Verschillende adviesbureaus werken op projectbasis met het model.
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	Continue ontwikkeling
Inschatting kosten per monster of locatie	Arbeidskosten modelleur

5 *Fact sheets* Methoden voor de bepaling van het effect van een verontreinigde waterbodem op het grondwater (G-nummers)

G1. Naam methode: Model MODFLOW/MT3D (RT3D, PHT3D)

Doel	Berekening van verdeling van stoffen over diverse chemische verschijningsvormen (species), zoals vrij opgelost, complexen en gebonden aan vaste componenten.
Categorie	☒ computermodel
Korte technische beschrijving	De genoemde modellen beschrijven het gedrag in de bodem in verschillende mate van detail: MT3D is een single-solute model, wat wil zeggen dat elke stof apart; RT3D is een multiple-solute model, waarbij ook interacties tussen verschillende stoffen kunnen worden meegenomen, en PHT3D is een koppeling tussen MT3D en PhreeqC, wat een multicomponent beschrijving mogelijk maakt. Alle modellen zijn reactief transport modellen die gebruik maken van MODFLOW voor de beschrijving van het transport.
Achtergrondinfo	MT3D: www.mt3d.org RT3D: http://www.modflow.com/rt3d/rt3d.html PHT3D: www.pht3d.org
Stoffen	Geschikt voor metalen, organische microverontreinigingen en nutrienten.
Benodigde basisinformatie	Chemische karakteristieken, transportkarakteristieken
Benodigde apparatuur	Computer en programmatuur
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Toegepast in verschillende modelstudies (zie websites)
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar, als gedetailleerd model
Beschikbaarheid nu:	Via de websites (open source)
Inzetbaarheid op termijn	Nvt
Ontwikkelpunten	
Inschatting kosten per monster of locatie	Arbeidsuren van gespecialiseerde modelleur
Overige opmerkingen	De modellen vereisen vrij veel specialisme, waardoor ze niet erg laagdrempelig zijn.

G2. Naam methode: Model HYDRUS

Doel	Berekening van transport in de onverzadigde zone.
Categorie	☒ computermodel
Korte technische beschrijving	Gekoppeld aan andere, veel gebruikte programma's in hun respectieve toepassingsgebieden (Modflow, PHREEQC). En vele andere redenen ...
Achtergrondinfo	http://www.pc-progress.com/en/Default.aspx
Stoffen	Geschikt voor metalen, organische microverontreinigingen en nutriënten.
Benodigde basisinformatie	
Benodigde apparatuur	Computer en programmatuur
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Toegepast in verschillende modelstudies (zie websites)
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar, als gedetailleerd model
Beschikbaarheid nu:	Via de website
Inzetbaarheid op termijn	Nvt
Ontwikkelpunten	
Inschatting kosten per monster of locatie	Arbeidsuren van gespecialiseerde modelleur
Overige opmerkingen	De modellen vereisen vrij veel specialisme, waardoor ze niet erg laagdrempelig zijn.

6 *Fact* sheets Methoden voor het bepalen van het effect van een verontreinigde waterbodem op biologie: accumulatie, directe effecten (macrofauna), humaan (B-nummers).

B1: Naam methode: TRIADE

Doel	De Triade-benadering is een integrale, effectgerichte benadering, die een beschrijving (diagnose) geeft van de waterbodemkwaliteit. Uitgangspunt bij de Triade-benadering is, dat niet alleen chemisch onderzoek wordt verricht naar de gehalten van een aantal geselecteerde contaminanten en overschrijding van normwaarden, maar dat ook wordt gekeken naar de samenstelling van de aanwezige macrofauna en sedimentenmonsters in het laboratorium worden getoetst met behulp van een aantal bioassays.
Categorie	☒ Analysetechniek ☒ conceptuele aanpak (bijv. met rekenregels)
Korte technische beschrijving	Als aanvulling op chemische analyses geven veldinventarisaties en bioassays informatie over de beschikbaarheid van toxicanten en mogelijke consequenties daarvan voor de aanwezige fauna.
Achtergrondinfo	De 'Triade'-methodiek is uitvoerig gedocumenteerd (voor waterbodems: Maas et al., 1993 RIZA-nota 93.027; voor oevers: RIVM rapport 607711003/2011).
Stoffen	Alle toxische stoffen
Benodigde apparatuur	Eisen aan bemonstering, analyse, software
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Er is veel ervaring met het TRIADE-concept. De betrouwbaarheid hangt af van de data en vooral de mate waarin chemie, ecotoxicologie en ecologie elkaar ondersteunen
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar, ☒ wordt routinematig uitgevoerd
Beschikbaarheid nu:	Beschikbaar
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	
Inschatting kosten per monster of locatie	Variabel, maar minimaal ca. k€10 per locatie
Overige opmerkingen	

B2. Naam methode: Biotic Ligand Model

Doel	Model voor het bepalen van effecten van (een vooralsnog beperkt aantal) metalen op biota. In eerste instantie geschikt voor (porie)water, maar evt. sediment (zie opmerkingen)
Categorie	☒ computermodel
Korte technische beschrijving	Het model berekent locatie-specifieke effecten van metalen. Uitgangspunt is hierbij dat het organisme wordt benaderd als een verzameling bindingsplaatsen, in evenwicht met de binding in de oplossing. Aan de hand van bekende toxiciteitsgegevens kunnen vervolgens biologische effecten worden voorspeld.
Achtergrondinfo	Di Toro et al., 2005. Environ. Toxicol. and Chem., 24 (10), pp. 2410-2427.
Stoffen	Geschikt voor een aantal metalen.
Benodigde apparatuur	Computer en programmatuur
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Voor een aantal metalen en organismen is het model uitgebreid getest. Toepassing op praktijksituaties is in enig mate uitgevoerd, en wordt op dit moment verder verkend (bijv. op beleidsniveau wordt het model meer en meer overgenomen, oa. door US EPA.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	Diverse kennisinstituten
Inzetbaarheid op termijn	Op termijn van 2 jaar ☒ routinematig inzetbaar voor enkele metalen
Ontwikkelpunten	Uitbreiding met meer stoffen en organismen
Inschatting kosten per monster of locatie	Zodra software in orde is zijn de kosten laag.
Overige opmerkingen	Er is, in combinatie met SEM/AVS, ook een sediment-BLM ontwikkeld (Di Toro, 2005) i.p.v. via evenwichtspartitie. De laatste jaren is in Nederland vooral gewerkt met BLMs in oppervlaktewater. De meest recente publicatie is Verschoor et al. Environ. Sci. Technol. 2011, 45, 6049–6056.

B3: Naam methode: Model OMEGA123 (directe effecten)

Doel	Het programma OPTIMAL MODELLING FOR ECO(TOXICO)LOGICAL APPLICATIONS, OMEGA123, (meestal gewoon OMEGA genoemd) bevat voor een groot aantal stoffen species sensitivity distributions (SSD) berekent de toxische druk (msPAF) op aquatische (en terrestrische) organismen.
Categorie	☒ computermodel
Korte technische beschrijving	OMEGA versie 6.1 is via de Helpdeskwater nog wel te downloaden, maar is verouderd ten opzichte van de SSD-curves die in SEDIAS zijn opgenomen. Door specifiek toxiciteitsdata te kiezen (bijv. alleen organismen van een bepaald kwaliteitselement KRW) kan echter nog steeds maatwerk worden geleverd, al heet het instrument strikt genomen dan niet meer OMEGA123.
Achtergrondinfo	Handleiding OMEGA versie 6.1 (www.helpdeskwater.nl via zoekfunctie)
Stoffen	Ca. 40 stoffen die in OMEGA zijn opgenomen, maar in principe voor elke stof mogelijk waarvoor voldoende toxiciteitsdata beschikbaar zijn. Recent onderzoek van RIVM op grote databases met veldwaarnemingen en fysisch/chemische data toont aan SSD's op acuut EC_{50}-niveau een behoorlijke relatie vertonen met effecten in het veld.
Benodigde apparatuur	Software en computer
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	Groot discussiepunt is de relatie tussen de op laboratoriumtesten gebaseerde toxische druk (msPAF) en de daadwerkelijke effecten in het veld.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ wordt routinematig uitgevoerd
Beschikbaarheid nu:	RWS-WD, Deltares, RUN, enkele adviesbureaus
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	Tool maken waarin SSD-curves gebaseerd zijn op een deelset van de data (bijv. Kwaliteitselementen KRW).
Inschatting kosten per monster of locatie	10 minuten per monster
Overige opmerkingen	

B4: Naam methode: Model OMEGA45 (bioaccumulatie/ doorvergiftiging)

Doel	Het programma OPTIMAL MODELLING FOR ECO(TOXICO)LOGICAL APPLICATIONS, OMEGA45, berekent de concentraties van stoffen in voedselketens op basis van de ingegeven water/bodem concentratie.
Categorie	☒ computermodel
Korte technische beschrijving	OMEGA123 is een eenvoudig instrument dat beleidsmakers en beheerders snel een eerste indruk geeft van de effecten van verontreiniging, vooral voor lagere soorten. OMEGA45 is bedoeld voor adviseurs en onderzoekers die in opdracht van beleidsmakers en beheerders een meer gedegen analyse maken, m.n. ook voor hogere soorten. OMEGA45 berekent de concentraties van stoffen in voedselketens op basis van de ingegeven water/bodem concentratie. Voor alle benodigde parameters worden default waarden gegeven, die door de gebruiker "overruled" kunnen worden om zijn/haar "case" beter te benaderen.
Achtergrondinfo	http://www.ru.nl/environmentalscience/
Stoffen	Accumulerende stoffen
Benodigde apparatuur	Software en computer
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	OMEGA is opgebouwd conform "Good Modelling Practice (GMP)" uit verschillende tabbladen met een duidelijke scheiding tussen invoer (I), uitvoer (O), parameter waarden (c) en een rekenhart met de chemische (X) en ecologische (S) processen.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	RUN-environmental science.
Inzetbaarheid op termijn	Nvt
Ontwikkelpunten	
Inschatting kosten per monster of locatie	Het bouwen van het voedselweb en de parameterisering kost tijd (en analyses). Het rekenen zelf is relatief goedkoop.
Overige opmerkingen	

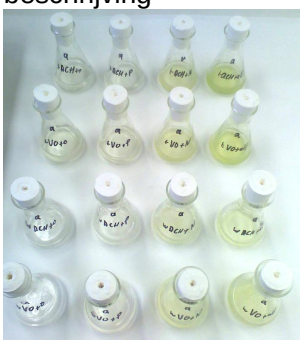
B5 Naam methode: Nematoden veld assay

Doel	Aanvullende onderbouwing van ecologische effecten door verontreinigd sediment.
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument
Korte technische beschrijving	In de afgelopen jaren bleek dat effecten in sediment vaak beter meetbaar waren in de nematodenpopulatie dan in macrofauna. Nematoden spelen echter geen rol in de doelen van de KRW en zijn daarom uit beeld geraakt. Als het gaat om het onderbouwen van waterbodemingrepen zou het beoordelen van nematoden nog steeds een goede maat kunnen zijn van de ecologische kwaliteit van de bodem. Bovendien wordt momenteel gewerkt aan moleculaire technieken om de soortensamenstelling van nematoden in een waterbodem vast te stellen. Met deze technieken wordt determinatie van (functionele) groepen eenvoudiger en nauwkeuriger.
Achtergrondinfo	Kerkum, F.C.M. (2005). Nematoden als instrument voor het beoordelen van waterbodems; Methodeontwikkeling en toepassing in de praktijk. AKWA document 05.001. http://genes4water.nl/ thema ecologische beoordeling
Stoffen	Het grote voordeel van dit soort effectgerichte methoden is dat in principe de effecten van alle stoffen en hun combinaties worden meegenomen.
Benodigde apparatuur	Specialistische apparatuur en software om DNA/RNA/etc te meten, maar vooral om het te interpreteren.
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	
Inzetbaarheid **nu**:	☒ wetenschappelijk (experimenteel stadium of veel specialisme vereist),
Beschikbaarheid nu:	In Nederland: RWS-WD, WUR-nematologie, Bioclear & BLGG
Inzetbaarheid op termijn	Op termijn van 3 jaar ☒ locatiespecifiek inzetbaar, ☒ routinematig inzetbaar
Ontwikkelpunten	Standaardisatie, robuustheid, interpretatie
Inschatting kosten per monster of locatie	onbekend
Overige opmerkingen	

B6: Naam methode: Biota-metingen

Doel	Metingen van gehalten in lagere organismen die een rol spelen in de voedselketen
Categorie	☒ Meet/bemonsteringsinstrument ☒ Analysetechniek
Korte technische beschrijving 	Om een indruk te krijgen van de mate van doorvergiftiging in het veld kan het gehalte in organismen worden gemeten. Omdat uit ethische overwegingen en vanwege beperkte aantallen organismen hoog in de keten (zoals roofvogels) niet bemonsterd worden, wordt gemeten in de organismen lager in de voedselketen zoals korfmosselen (Corbicula), muggenlarven (Chironimus) of vis.
Achtergrondinfo	Maas et al., 1993 RIZA-nota 93.027 Roex en Van den Heuvel-Greve, 2010. Monitoring van bioaccumulerende, prioritaire KRW stoffen; in water of in biota. Deltares-rapport 1001-0154.
Stoffen	Accumulerende stoffen
Benodigde apparatuur	Bemonsteringsapparatuur (Box-corer) en laboratorium voor destructie en analyse van de organismen.
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	De analyses zijn op zich betrouwbaar, maar doorgaans is er een behoorlijke spreiding vanwege de heterogeniteit in de bodem.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ voor locatieonderzoek inzetbaar,
Beschikbaarheid nu:	Veel labs kunnen de analyses doen.
Inzetbaarheid op termijn	nvt
Ontwikkelpunten	Standaardisatie, robuustheid, interpretatie
Inschatting kosten per monster of locatie	Analyse ca. €300 per monster (afhankelijk van het aantal stoffen), exclusief bemonstering.
Overige opmerkingen	

B7: Naam methode: Algenbioassays

Doel	Metingen van algenproductie als functie van P, N, C, Si, licht
Categorie	☒ Analysetechniek
Korte technische beschrijving 	De biobeschikbaarheid van P is afgeleid uit de *yield* van een testalg (de hoogst bereikte dichtheid) in tests op gefiltreerd buitenwater waarin alle P uitsluitend van het buitenwatermonster afkomstig is, terwijl alle nutriënten behalve P in overmaat zijn toegevoegd.
Achtergrondinfo	Bruning C, Postma J & Jonker R, 2009. Biobeschikbaarheid van stikstof en fosfaat in RWZI-effluent. De biobeschikbaarheid van nutriënten in RWZI-effluent, gemeten met de testalg Raphidocelis subcapitata. STOWA rapportnummer 2009-03. ISBN 9789057734243.
Stoffen	nutriënten
Benodigde apparatuur	Ecotox-laboratorium
Betrouwbaarheid, juistheid, robuustheid, ervaring met de methode	De methode is goed gevalideerd.
Inzetbaarheid **nu**:	☒ wordt routinematig uitgevoerd
Beschikbaarheid nu:	Grontmij/Aquasense
Inzetbaarheid op termijn	Nvt
Ontwikkelpunten	Geen
Inschatting kosten per monster of locatie	Ca. €4500 per monster
Overige opmerkingen	De methode is niet direct gericht op sediment. Het is vooral een methode om inzicht te krijgen in welke elementen nu limiterend zijn voor algengroei